

TEKNILLINEN KORKEAKOULU
RAKENNUS- JA MAANMITTAUSTEKNIIKAN OSASTO
YHDYSKUNTATEKNIIKAN LAITOS

RIKU VAHALA

AKTIIVIIHILISUODATUS TALOUSVEDEN PUHDISTUKSESSA

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä
tarkastettavaksi diplomi-insinöörin
tutkintoa varten Espoossa 16.8.1994.

Työn ohjaaja:

MMK Tapani Vakkuri

Työn valvoja:

Prof. Risto Laukkanen

Tekijä: Riku Vahala

Diplomityö: Aktiivihiihliuodatus talousveden
puhdistuksessa

Päivämäärä: 16.8.1994

Sivumäärä: 118

Professuuri: Vesihuoltotekniikka

Koodi: Yhd-73

Valvoja: Prof. Risto Laukkanen

Ohjaaja: Maa- ja metsät. kand. Tapani Vakkuri

Aktiivihiihiltä voidaan käyttää vedenpuhdistuksessa jauhemaisena tai rakeisena. Jauhemainen hiili syötetään vedenpuhdistusprosessin alkupuolella käsiteltävän veden joukkoon, josta se poistetaan adsorption tapahduttua samoilla yksikköoperaatioilla kuin muukin kiintoaines. Rakeista aktiivihiihiltä käytetään suodattimessa, jossa adsorptio tapahtuu käsiteltävän veden virratessa aktiivihiihliipartikkelien loimitse. Aktiivihiihlien kyky puhdistaa vedestä erityisesti hajua ja makua aiheuttavia tekijöitä perustuu adsorptioon, jossa vedestä poistettavat molekyylit tarttuvat aktiivihiihlien huokoiselle pinnalle. Aktiivihiihliuodattimella on myös biologista toimintaa, jossa mikrobit hajottavat hiilen adsorboimaa orgaanista ainesta. Kun hiilen adsorptiokapasiteetti on käytetty loppuun, hiili voidaan uusia tai reaktivoita. Reaktiivoinnissa hiilen adsorptio-ominaisuudet palautetaan tavallisimmin termisesti.

Tutkimuksessa käsitellään rakeisen aktiivihiihlien käyttöön liittyviä tekijöitä vedenpuhdistuksessa. Adsorptiotapahtuman perusteet ja siihen liittyvät keskeisimmät muuttujat esitellään. Aktiivihiihlien ominaisuudet ja niiden vaikutus adsorptioon käsitellään. Hiilen reaktiivointimahdollisuudet ja reaktiivointiin vaikuttavat tekijät selvitetään. Aktiivihiihliuodatuksen toteuttamisen vaihtoehdot esitellään ja neljän Suomessa toimivan laitoksen toteutus ja puhdistustulokset esitetään. Helsingin kaupungin vesilaitoksen (HKV) tekemien pilot-kokeiden suoritus ja tähänastiset tulokset esitetään. Aktiivihiihliuoduksesta aiheutuvat kustannukset eritellään ja annetaan kustannuspuitteet käytännön toteutukselle.

HELSINKI UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
FACULTY OF CIVIL ENGINEERING AND SURVEYING

ABSTRACT OF THE
MASTER'S THESIS

Author: Riku Vahala

Thesis: Treatment of drinking water by granular activated carbon

Date: 16.8.1994

Number of pages: 118

Professorship: Sanitary and environmental engineering

Code: Yhd-73

Supervisor: Professor Risto Laukkanen

Instructor: M.Sc. Tapani Vakkuri

In potable water treatment, activated carbon can be used in powdered or granular form. Powdered activated carbon (PAC) is added to the water to be treated at the beginning of the treatment process. After adsorption, it is removed at the same stage as other solid particles. Alternatively, granular activated carbon (GAC) is placed in the filter, through which water to be treated flows. The particular ability of activated carbon to remove odor and taste causing components and the small amounts of organic material, is based on adsorption. In adsorption, molecules attach to the porous surface of the activated carbon. In the filter-adsorber, there is always biological activity, in which micro-organisms decompose the adsorbed organic material. After the filter is saturated, the carbon material can be replaced or regenerated. Through regeneration, usually thermal, the adsorption properties of carbon are restored.

This study focuses on potable water treatment by granular activated carbon. It introduces principles and variables concerning the adsorption process. The properties of activated carbon and their effect on adsorption as well as the regeneration of carbon and factors affecting it are studied. Different arrangements of filter-adsorbers will be introduced. Four water treatment plants using GAC and their results are examined. The study discusses the results of pilot-plant studies at the Helsinki Water Authority. Costs of carbon filtration are itemized and a framework for estimating total costs is given.

SISÄLLYS

KUVALUETTELO

TAULUKKOLUETTELO

LIITELUETTELO

ESIPUHE

1. JOHDANTO	10
2. ADSORPTIO	12
2.1 Adsorptiokinetiikka	12
2.2 Adsorptioon vaikuttavat tekijät	14
2.3 Adsorptioisotermi	16
2.3.1 Yleistä	16
2.3.2 Freundlichin yhtälö	17
2.3.3 Langmuirin yhtälö	17
2.3.4 Adsorptioisotermin määrittäminen	18
2.4 Adsorptiovyöhyke	20
2.5 Tyhjän pedin viive, <i>EBCT</i>	22
2.6 Läpäisykäyrä	25
2.7 Toiminnan ennustaminen	27
2.7.1 Adsorptioisotermi	27
2.7.2 Matemaattiset mallit	27
2.7.3 Pienomallikokeet	29
2.7.4 Pilot-kokeet	31
3. AKTIIVIHIIILI	32
3.1 Yleistä	32
3.2 Ominaisuudet	34
3.3 Hiililaadut	37
3.4 Reaktiivointi	39
3.4.1 Yleistä	39
3.4.2 Terminen reaktiivointi	40
3.4.3 Muut menetelmät	44
3.5 Hiilen siirto	45
4. SUODATUS	47

4.1	Orgaanisen aineen poisto	47
4.1.1	Yleistä	47
4.1.2	Desinfektion sivutuotteet	48
4.1.3	Humus	49
4.1.4	Hajua ja makua aiheuttavat komponentit	50
4.1.5	Sinilevät	51
4.2	Epäorgaanisen aineen poisto	52
4.2.1	Yleistä	52
4.2.2	Aktiivihillen reaktiot kloorin kanssa	52
4.3	Suodatinjärjestelyt	54
4.4	Huuhtelu	60
4.5	Biologinen toiminta	62
4.6	Suodatusta edeltävän otsonoinnin vaikutus	67
5.	HKV:N PILOT-KOKEET 1993-94	70
5.1	Taustaa	70
5.2	Koejärjestely	72
5.3	Tulokset	76
5.4	Johtopäätökset	78
5.5	Yhteenveto	80
6.	LAITOSESITTELYT	81
6.1	Pietarsaari	81
6.2	Rauma	86
6.3	Turku	90
6.4	Oulu	95
7.	KUSTANNUKSET	99
8.	YHTEENVETO	102

LÄHDELUETTELO

LIITTEET

Kuvaluettelo

Kuva 1. Adsorbaatin siirtymämekanismit aktiivihiilessä ..	13
Kuva 2. Adsorptioisotermejä	16
Kuva 3. Adsorptiovyöhyke aktiivihiiლისuodattimessa (a) ja yksinkertaistettu tilanne (b)	21
Kuva 4. Aktiivihiiilen käyttöiän ja hyötysuhteen kuvaajat hiilipatjan korkeuden suhteen	24
Kuva 5. Läpäisykäyrä	25
Kuva 6. Biologisen hajoamisen, adsorboitumattomien ainesten ja adsorptiovyöhykkeen pituuden vaikutus läpäisykäyrään	26
Kuva 7. Siirrettävä vesiejektori	46
Kuva 8. Liikkuvapetinen suodatin	55
Kuva 9. Suodattimien asettelumahdollisuudet	57
Kuva 10. Aktiivihiiლისuodattimen läpäisykäyrät (a) ilman huuhtelua, (b) kuukausittaisella huuhtelulla ja (c) päivittäisellä huuhtelulla ...	61
Kuva 11. Aktiivihiiლისuodattimen huuhtelun ylivuotoputki .	62
Kuva 12. Helsingin vesijohtoveden valmistusprosessi	72
Kuva 13. Aktiivihiiლი- ja kvartsihiekkasuodattimen lä- päisykäyrät sekä veden lämpötila kokeen aikana ..	77
Kuva 14. Pietarsaaren Åminnen vesilaitoksen puhdistusprosessi	81
Kuva 15. Pietarsaaren Åminnen vesilaitoksen aktiivihiiლი- suodattimia	83
Kuva 16. Pietarsaaren Åminnen vesilaitoksen aktiivihiiლი- suodattimien läpäisykäyrät KMnO_4 -luvun suhteen ...	85
Kuva 17. Rauman vesilaitoksen 2-vaiheinen puhdistusprosessi	87
Kuva 18. Rauman vesilaitoksen aktiivihiiლისuodattimia	89
Kuva 19. Turun Halisten vesilaitoksen puhdistusprosessi ..	91
Kuva 20. Turun Halisten vesilaitoksen hiilisuodattimia ...	94
Kuva 21. Oulun Hintan vesilaitoksen puhdistusprosessi. ...	95
Kuva 22. Oulun Hintan vesilaitoksen aktiivihiiლი- suodattimien läpäisykäyrät KMnO_4 -luvun suhteen ...	98
Kuva 23. Aktiivihiiilen reaktivointikustannukset hiilen määrän ja laitostyyppin suhteen	100

Taulukkoluetelo

Taulukko 1.	Aktiivihiiilen raekoon (mm) ja USS seulan läpäisyarvon vastaavuudet	34
Taulukko 2.	Eri hiililaatujen ominaisuuksia maahantuojan ilmoituksen mukaan	38
Taulukko 3.	Helsingin vedenpuhdistamojen käyttämän raakaveden ja pilot-kokeissa käytettävän prosessista tulevan otsonoidun veden laatu ..	73
Taulukko 4.	Pietarsaaren Åminnen vesilaitoksen käyttämän raakaveden aktiivihiiლისuodattimelle tulevan veden ja käsitellyn veden laatu vuonna 1993 .	84
Taulukko 5.	Rauman vesilaitoksen käyttämän raakaveden, aktiivihiiლისuodattimelle tulevan veden ja käsitellyn veden laatu vuonna 1993	88
Taulukko 6.	Turun Halisten vesilaitoksen käyttämän raakaveden ja käsitellyn veden laatu v. 1993	92
Taulukko 7.	Oulun Hintan vesilaitoksen käyttämän raakaveden ja käsitellyn veden laatu	96

Liiteluettelo

- Liite A. Freundlichin adsorptioisotermin vakioita eräille toksisille orgaanisille yhdisteille (Snoeyink 1990)
- Liite B. HKV:n pilot-kokeiden näytepiste- ja analyysikaavio sekä analyysitulokset.
- Liite C. Helsingin käyttämän raakaveden ja puhdistetun veden laatu v.1993.
- Liite D. Pietarsaaren vesilaitoksen aktiivihiilisuodattimien analyysitulokset
- Liite E. Oulun Hintan vesilaitoksen aktiivihiilisuodattimien analyysitulokset KMnO_4 -luvun suhteen

Esipuhe

Helsingin kaupungin vesilaitos (HKV) käynnisti syksyllä 1993 pilot-kokeet Pitkäkosken vedenpuhdistamolla selvittääkseen aktiivihiilisuodatuksen soveltuvuutta orgaanisen aineen poistoon otsonoidusta vedestä. Kokeiden myötä nousi esille tarve aiheen laajemmasta käsittelystä, joka sisältäisi sekä suodatusprosessin teoriaa että kokemuksia toiminnassa olevista aktiivihiilisuodattimista.

Tutkimus aktiivihiilen soveltuvuudesta käyttöveden puhdistukseen tehtiin 24.1.1994 - 16.8.1994 välisenä aikana LT-Konsultit Oy:ssä. Tutkimuksen tilaajana toimi Helsingin kaupungin vesilaitos ja se on diplomityö Teknillisen Korkeakoulun vesihuoltotekniikan oppituoliin. Tutkimuksen teoriaosuus perustuu kirjallisuusviitteisiin ja kokeellinen osuus HKV:n suorittamiin pilot-kokeisiin sekä case-kohteina olevien vedenpuhdistamojen keräämiin puhdistustuloksiin.

Kiitän diplomityön valvojaa prof. Risto Laukkasta sekä diplomityön ohjaajaa MMK Tapani Vakkuria asiantuntevasta ohjauksesta koko tutkimuksen kulun aikana. Kiitän dipl.ins. Tapio Ala-Peijaria, dipl. ins. Gösta Wahlroosia ja prof. Seppo Palosaarta saamastani asiantuntevasta avusta ja opastuksesta. Kiitän myös Eira Toivasta ja Sakari Lainetta, joiden ansiosta olen voinut sisällyttää tutkimukseeni pitkäaikaista työtä ja taitoa vaativien pilot-kokeiden tuloksia. Lisäksi kiitän Kari Halmetta, Leif Snellmania, Bertil Hällistä ja Saara Pulkista kärsivällisestä avusta ja käytännön aspektien tuomisesta tutkimukseen.

Helsingissä 16.8.1994

Riku Vahala

1. Johdanto

Hiiltä on käytetty tiettävästi vedenpuhdistuksessa jo n. 2000 eKr, jolloin egyptiläiset suodattivat vetensä hiilen läpi. Hiilen adsorptio-ominaisuudet kaasuille ja värinpoistokyky havaittiin kuitenkin vasta 1700-luvun lopulla. Jauhemaista kivihiiltä kokeiltiin samoihin aikoihin myös hajun ja maun poistoon vedestä. Aktiivihiiiltä käytettiin kuitenkin 1900-luvulle saakka lähinnä sokeriteollisuudessa värinpoistajana. Vuonna 1929 jauhemaista aktiivihiiiltä alettiin käyttää hajun poistoon vesilaitoksilla ja vuonna 1932 jo 400 vesilaitosta käytti jauhehiiltä. Vuonna 1955 avattiin Saksassa Düsseldorfissa ensimmäinen rakeista aktiivihiiiltä käyttävä vesilaitos, jota edelsi myös otsonointi hajun ja maun poistoa varten. 1960-luvulla alkoi laajamittaisempi rakeisen aktiivihiiilen käyttö vedenpuhdistuksessa. (AWWA 1981, Faust ja Aly 1987, Sontheimer ja Hubele 1987)

Aktiivihiiilen kyky puhdistaa vedestä mm. hajua ja makua perustuu adsorptioon, jossa epäpuhtaudet kiinnittyvät huokoisien hiilen pinnoille. Aktiivihiiiltä voidaan vedenpuhdistuksessa käyttää joko rakeisena¹ tai jauhemaisena². Rakeista aktiivihiiiltä käytetään tavallisesti prosessin loppupuolella sijaitsevassa suodattimessa, jonka läpi käsiteltävä vesi virtaa. Jauhemainen hiili taas annostellaan veden joukkoon prosessin alkupuolella. Adsorption tapahduttua jauhemainen hiili ja siihen sitoutuneet epäpuhtaudet poistetaan samoilla yksikköoperaatioilla kuin muukin kiintoaines. Tässä tutkimuksessa keskitytään selvittämään rakeisen aktiivihiiilen käyttöön liittyviä tekijöitä talousveden puhdistuksessa.

Aktiivihiiiltä alettiin käyttää Suomen vesilaitoksilla jauhemaisena 1950-luvun lopulla ja rakeisena suodattimissa 1970-luvun lopulla. Tutkimus aktiivihiiლისuodatuksen soveltuvuudesta Suomen humuspitoisten vesien käsittelyyn on ollut melko suppeaa ja hajanaista. Vesilaitosten suunnittelun

¹ GAC, granular activated carbon

² PAC, powdered activated carbon

yhteydessä mm. Turussa on tehty kokeita aktiivihiihellellä, mutta tulokset kokoava myös teoriaa sisältävä kokonaisuus aktiivihiihden käytöstä vedenpuhdistuksessa on puuttunut. Kunkin laitoksen käsittelymän veden laatu on erilainen ja vaatii yksilölliset käsittelymenetelmät. Eri laitoksilla saadut tutkimustulokset eivät siten ole suoraan siirrettävissä ko. ongelman ratkaisuun.

Tämän tutkimuksen tavoitteena on koota keskeinen tietous aktiivihiihdistä teorian ja sovelluksien välillä. Aktiivihiihdistä teorian ja sovelluksien välillä on edellytykset löytää kulloiseenkin ongelmaan taloudellisesti optimaaliset ratkaisumenetelmät sekä lopulta optimaalinen toteutus. Tässä tutkimuksessa on esitetty tiivistetysti aktiivihiihdistä teorian tärkeimmät teoreettiset perusteet sekä annettu lähdeviitteiden perustella mahdollisuus tarkastella asiaa syvemmin. Neljän kotimaisen sovelluksen esittely tuo lähemmäksi käytännön näkökohdat, jotka asettavat omat rajoitteensa teoreettisen tietämyksen toteuttamiselle. Yleisesti käyttökustannuksiltaan kalliina pidetyn menetelmän kustannuspuutteet on esitetty, jotta päätöksentekijät voivat puntaroida kustannus-hyöty analyysissä hiihden käytöllä saavutettavat edut.

2. Adsorptio

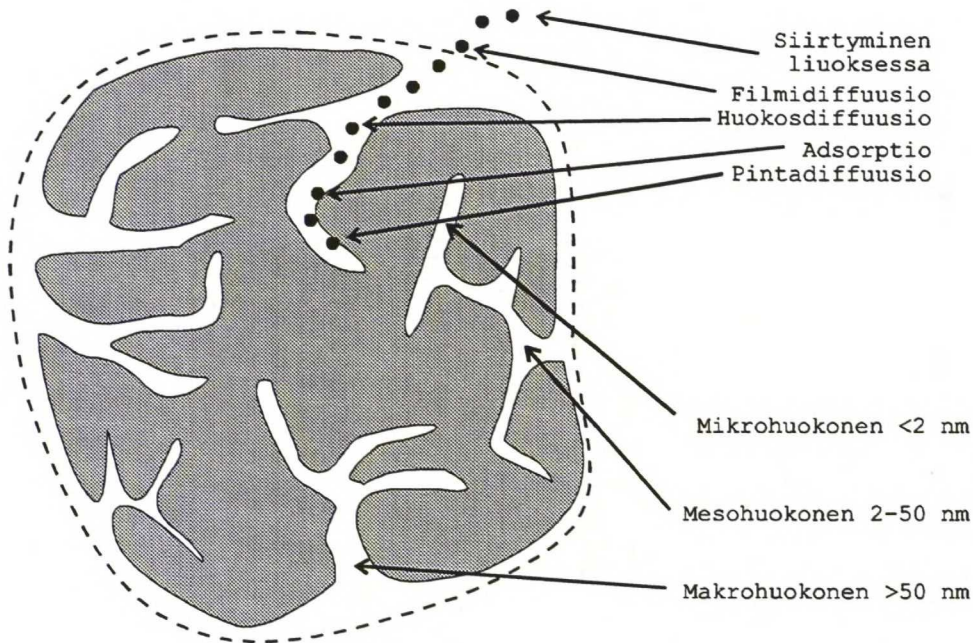
2.1 Adsorptiokinetiikka

Adsorptio on tapahtuma, jossa molekyylit kerääntyvät kahden faasin rajapinnalle. Mahdollisia faasiyhdistelmiä ovat neste-neste, neste-kiinteä, kaasu-neste ja kaasu-kiinteä (Noll ym. 1991). Adsorboivaa faasia kutsutaan adsorbentiksi ja adsorboituvaa ainetta adsorbaatiksi. Adsorboitaessa aktiivihielellä vedestä molekyylejä kyseessä on neste-kiinteä faasiyhdistelmä, jossa adsorbenttina on aktiivihiehi ja adsorbaattina vedestä puhdistettavat molekyylit.

Adsorptio voi olla fysikaalinen (fysisorptio) tai kemiallinen (kemisorptio) tapahtuma. Fysisorption aiheuttavat van der Waalsin voimat, jotka muodostuvat Londonin dispersiovoimista ja klassisista elektrostaattisista voimista. Fysisorption aiheuttavat van der Waalsin voimat ovat suhteellisen heikkoja (adsorptioenergia 3-6 kcal/mol), joten fysikaalinen adsorptiotapahtuma on palautuva. Fysisorptiolle on lisäksi ominaista, ettei adsorboituvilla molekyyleillä ole tiettyä kiinnittymispaikkaa, vaan kaikki pinnat ovat samanarvoisia ja adsorboitunut molekyyli saattaa siirtyä kiinteällä pinnallakin. Adsorboitaessa korkeissa lämpötiloissa aktivoitumisenergia tulee niin suureksi (yli 30 kcal/mol), että uusien kemiallisten sidosten syntyminen tai vanhojen katkeaminen on mahdollista. Tätä adsorptiomuotoa kutsutaan kemisorptioksi. Kemisorptio ei ole palautuva. Veden käsittelyssä adsorptio on yleensä fysikaalinen tapahtuma. (Cini ym. 1980, Weber ym. 1980, Weber Jr. ja Van Vliet 1980, Reunanen 1992)

Adsorbaatin siirtymämekanismit ovat siirtyminen liuoksessa, filmidiffuusio, huokosdiffuusio, adsorptio ja pintadiffuusio (Kuva 1). Filmidiffuusiossa molekyyli siirtyy adsorbentin ympärillä olevan nestefilmin läpi hiukkasen pinnalle, kun taas huokosdiffuusiossa molekyyli siirtyy huokosen sisällä. Pintadiffuusiossa molekyylit siirtyvät kiinteän ai-

neen pintaa pitkin syvemmälle partikkeliin. Pintadiffuusio on erittäin hidasta johtuen huokosten seinämien läheisyydestä sekä fysikaalisten sidosten vaikutuksesta molekyylien ja huokosten seinämien välillä. Pintadiffuusion aiheuttaa konsentraatiogradientti adsorboivassa faasissa, kun taas huokosdiffuusion aiheuttaa konsentraatiogradientti liuosfaasissa. Adsorption nopeutta rajoittavat lähinnä filmi- ja huokosdiffuusio tilanteesta riippuen.



Kuva 1. Adsorbaatin siirtymämekanismit aktiivihielessä

Useimmat liuokset sisältävät monia adsorboituvia aineita, jotka kilpailevat vapaista adsorptiopaikoista. Kilpailun vuoksi tarvittava adsorbentin määrä on suurempi, koska osa pinnasta kuluu kilpailevan adsorbaatin adsorboitumiseen. Kilpailun määrä riippuu kilpailevien molekyylien adsorptiovoimakkuudesta, molekyylikonsentraatiosta ja aktiivihieksen tyypistä (Snoeyink 1990). Suurimmassa osassa kilpailevaa adsorptiota toisena osapuolena on jokin orgaaninen yhdiste.

Kilpaileva adsorptio voi johtaa desorptioon, jossa adsorboitunut aine irtoaa adsorbentin pinnalta. Desorptio on todennäköisempi, kun tulevan veden korkeita konsentraatioita

seuraavat matalat konsentraatiot (Yohe ym. 1981). Desorption vaara suurenee, kun adsorbaatin diffuusiokerroin tai määrä kasvavat sekä kun adsorptiovoimakkuus tai hiilipartikkelin koko pienenevät (Thacker ym. 1983). Desorptio voidaan välttää huolellisella prosessin ajolla, jolloin seurataan desorptoituvan aineen määrää suodattimessa (kolonnissa) ja reaktivoidaan hiili ennen kyllästyspistettä (Snoeyink 1990). Kun voimakkaampi adsorbaatti syrjäyttää heikomman, puhutaan myös kromatografiaailmiöstä. Tällöin käsitellyn veden pitoisuus saattaa nousta korkeammaksi kuin tulevan (Isoaho ja Valve 1986). Kromatografiaailmiö esiintyy useimmiten silloin, kun tulevan veden pitoisuudet ovat pieniä (Yohe ym. 1981).

2.2 Adsorptioon vaikuttavat tekijät

Adsorptioon vaikuttavat adsorbentin, adsorbaatin ja väliaineen ominaisuudet. Tässä yhteydessä adsorbenttinä on aktiivihili, väliaineena vesi ja adsorbaattina vedestä puhdistettavat molekyylit.

Adsorbentin tärkeimmät ominaisuudet ovat pinta-ala (yleensä 500-1500 m²/g), huokosjakauma ja kemialliset ominaisuudet. Huokokset voidaan jakaa mikrohuokosiin (< 2 nm), mesohuokosiin (2-50 nm) ja makrohuokosiin (> 50 nm). Kun mikrohuokosia on paljon, adsorbentin ominaispinta-ala ja kyky adsorboida pieniä molekyylejä on suuri. Mesohuokokset mahdollistavat siirtymisen mikrohuokosiin ja makrohuokokset suurten molekyyliden, kuten fulvohappojen, adsorption (Cannon ym. 1993). Joissakin yhteyksissä meso- ja makrohuukosten välisenä rajana pidetään 25 nanometriä. Kemiallisilta ominaisuuksiltaan polaarisia ja hydrofiilisiä adsorbenttejä ovat alumiinisilikaatit, kuten zeoliitit sekä huokoinen alumiini ja silikageeli. Tässä yhteydessä käsiteltävät aktiivihielet ovat ei-polaarisia eli hydrofobisia. Aktiivihieiden lisäksi muita vettä suosivia adsorbenttejä ovat polymeeriadsorbentit ja silikaatit (Reunanen 1992).

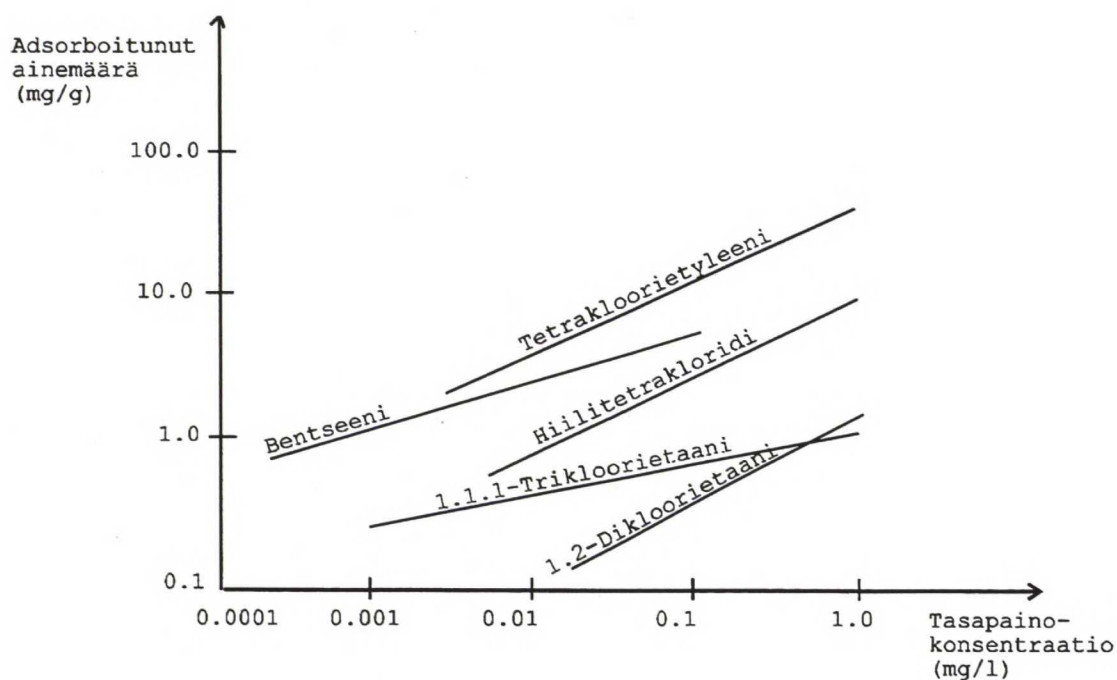
Adsorbaatin tärkeimmät ominaisuudet ovat liukoisuus, molekyyl koko ja polaarisuus. Niukkaliukoiset yhdisteet adsorboituvat paremmin kuin runsasliukoiset (Isoaho ja Valve 1986). Liukoisuus vaikuttaa myös humuksen adsorboituvuuteen, sillä humushapot adsorboituvat paremmin kuin fulvohapot (Berger ja Kaukonen 1984). Kun molekyyl koko kasvaa hydrofobisten ryhmien (kuten CH_2) kautta, liukoisuus pienenee ja adsorboituvuus paranee. Vasta kun molekyylit ovat liian suuria tunkeutuakseen hiilen huokosiin, adsorboituvuus alkaa heiketä. Molekyyl ikoon kasvamisen myötä partikkelien siirtyminen huokosissa hidastuu ja siten adsorptio tapahtuu hitaammin erityisesti silloin, kun partikkelikoko on lähellä huokoskokoa. Polaariset yhdisteet adsorboituvat huonommin kuin ei-polaariset (Isoaho ja Valve 1986).

Väliaineen ominaisuuksista adsorptioon vaikuttavat eniten pH, lämpötila ja epäorgaanisten aineiden pitoisuudet. Veden happamuus ei vaikuta ionisoitumattomien yhdisteiden adsorptioon (Isoaho ja Valve 1986), mutta jos pH on alueella, jossa atomit ionisoituvat, affiniteetti veteen on suuri ja adsorboituminen on heikkoa (Snoeyink 1990). Paras adsorptio saavutetaan, kun pH on numeroarvoltaan happo- tai emäs-vaikion suuruinen (Isoaho ja Valve 1986). Neutraalilla alueella pH:n lasku vaikuttaa adsorptiokapasiteettia nostavasti (Weber ym. 1983). Humus adsorboituu paremmin aktiivihieileen pH:n laskiessa (Berger ja Kaukonen 1984). Fløgstad ja Brannebø:n (1986) kokeissa humuspitoisen veden pH:n pudottaminen yhdeksästä seitsemään nosti huomattavasti adsorptiokapasiteettia, kun taas pudotus edelleen kuuteen nosti sitä vain hieman. Epäorgaanisista aineista adsorboitavuutta parantavat Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ ja K^+ -ionien määrän kasvu (Weber ym. 1983). Ca^{2+} :n lisäys parantaa fulvohappojen adsorboituvuutta (Randte ja Jepsen 1982), kuten myös natriumin ja magnesiumin (Berger ja Kaukonen 1984). Kun taas Al(III) tai Fe(III) :n määrä kasvaa, adsorboituvuus heikkenee (Weber ym. 1983). Lämpötilan lasku lisää adsorptiota, koska adsorptio on eksotermiäinen eli adsorptiossa vapautuu energiaa (Isoaho ja Valve 1986).

2.3 Adsorptioisotermi

2.3.1 Yleistä

Adsorptioisotermi on tasapainokäyrä, jossa y-akselina on vakiolämpötilassa adsorboituneen aineen määrä adsorbenttiyksikköä kohti ja x-akselina adsorbaatin tasapainokonsentraatio liuoksessa (Kuva 2). Adsorptioisotermi kuvaa adsorbaatin määrää, jonka adsorbentti voi sitoa. Tässä yhteydessä adsorptioisotermi siis kuvaa ainemäärää, jonka aktiivihili voi adsorboida suhteessa käsitellyn veden jäännöskonsentraatioon.



Kuva 2. Adsorptioisotermejä (Snoeyink 1983)

Adsorptioisotermiä voidaan mallintaa useilla yhtälöillä, joista yleisimmät ovat Freundlichin ja Langmuirin yhtälöt. Muita yksikomponenttisia adsorptioisotermejä ovat mm. Tot-hin, Dubinin-Radushkevichin, Henryn, Tempkinin, Braunauer-Emmet-Tellerin (BET), Volmerin ja Myersin isotermit (Reunanen 1992).

2.3.2 Freundlichin yhtälö

Freundlichin yhtälö:

$$q_e = K \times C_e^{1/n}$$

jossa q_e on adsorboituneen aineen määrä suhteessa
adsorbentin määrään
 C_e on adsorboituvan aineen konsentraatio vedessä
 K on vakio
 n on vakio

Yhtälö voidaan linearisoida muotoon:

$$\log q_e = \log K + \frac{1}{n} \log C_e$$

Yhtälössä vakio K kuvaa hiilen adsorptiokapasiteettia ja vakio $1/n$ adsorptiovoimakkuutta. Mitä suurempi K on, sitä suurempi on hiilen adsorptiokapasiteetti, kun taas adsorptiovoimakkuus on sitä suurempi, mitä pienempi $1/n$ on. Jos siis $1/n$ on pieni, adsorptiosidos on heikko. Eri yhdisteille voidaan määrittää vakioiden K ja $1/n$ arvot (Liite A), mutta niiden arvot vaihtelevat riippuen käsiteltävän veden ja käytettävän aktiivihiihen ominaisuuksista. Freundlichin yhtälö ei päde kaikilla konsentraatioalueilla. Freundlichin yhtälön soveltamista ei saa laajentaa testamattomalle alueelle eikä yhtälö päde lähellä kyllästymispistettä (Snoeyink 1990).

2.3.3 Langmuirin yhtälö

Langmuirin yhtälö:

$$q_e = \frac{q_{max}bC_e}{1 + bC_e}$$

jossa q_e on adsorboituneen aineen määrä suhteessa
 adsorbentin määrään
 C_e on adsorboituvan aineen konsentraatio vedessä
 q_{\max} on vakio
 b on vakio

Yhtälö voidaan linearisoida muotoon:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}b} + \frac{C_e}{q_{\max}}$$

Vakio q_{\max} kuvaa suurinta ainemäärää, joka voi adsorboitua konsentraation C_e kasvaessa. Vakio b riippuu adsorptioenergiasta ja on suurempi mitä suurempi adsorptiovoimakkuus on. Langmuirin yhtälö ei usein kuvaa adsorptiota yhtä täsmällisesti kuin Freundlichin yhtälö ja lisäksi kokemus on osoittanut, että vakiot eivät usein päde koko konsentraatioalueella (Snoeyink 1990).

2.3.4 Adsorptioisotermin määrittäminen

Adsorptioisotermin määrittämiseksi syötetään tunnettuun tilavuuteen käsiteltävää vettä tietty määrä aktiivihiiltä. Kun liuos on saavuttanut tasapainotilan, adsorboitavan aineen konsentraatio mitataan ja adsorboituneen aineen määrä saadaan kaavasta:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{m}$$

jossa q_e on adsorboituneen aineen määrä suhteessa
 hiilen määrään (mol/g tai massa/g)
 C_o on adsorbaatin alkuperäinen konsentraatio
 C_e on adsorbaatin tasapainokonsentraatio
 V on liuoksen tilavuus
 m on hiilen massa

Freundlichin yhtälön muuttujat saadaan piirtämällä suora $\ln q_e$ versus $\ln C_e$. Suoran kulmakerroin on $1/n$ ja y-akselin leikkauspiste K_f . Kun adsorptioisotermiä käytetään suodattimeen tarvittavan hiilimäärän ja sen iän arvioimiseen oletetaan, että hiili adsorboituu tasapainotilaan ja että adsorptiokapasiteetti saadaan isotermiä extrapoloimalla riittäväällä tarkkuudella (eli $L_{MTZ}=0$). Hiilen käyttöikä (Y), joka kuvaa kuinka monta yksikköä vettä voidaan käsitellä hiiliyksikköä kohti, on siis:

$$Y = \frac{(q_e)_o \times \rho_{GAC}}{C_o - C_1}$$

jossa $(q_e)_o$ on adsorboitunut massa, kun $C_e = C_o$
(mg/g GAC)
 C_o on tuleva konsentraatio (mg/l)
 C_e on tasapainokonsentraatio (mg/l)
 C_1 on lähtevän veden konsentraation keskiarvo
koko kokeen aikana¹ (mg/l)

ρ_{GAC} on rakeisen aktiivihiiilen tilavuuspaino (g/l)

Hiilen käyttömäärä, CUR (g/l) voidaan arvioida seuraavasti:

$$CUR = \frac{(C_o - C_1)}{(q_e)_o}$$

Adsorptioisotermi tulisi määrittää käyttäen kokeessa samaa poistettavan aineen konsentraatioaluetta kuin mitä se todellisuudessa tulee olemaan. Jos käytetään korkeampaa konsentraatiota määrittämisessä, vaadittava hiilimäärä aliarvioidaan (Najm ym. 1991b), koska ekstrapoloimalla saadut arvot viittavat suurempaan adsorptiokapasiteettiin.

Adsorptioisotermi on helpoin arvioida, kun on kyseessä on yksittäinen haihtumaton adsorbaatti eikä kilpailevaa adsorptiota ole. Kun vesi sisältää monia tuntemattomia or-

¹ Voimakkaasti adsorboituville aineille $C_1=0$. Milloin läsnä on adsorboitumattomia komponentteja C_1 = niiden konsentraatio

gaanisia aineita, voidaan ne yhdistää muutamiksi pseudokomponenteiksi, joita mallinnetaan Freundlichin adsorptioisotermillä. Vakiot K ja n sekä pseudokomponentin konsentraatiot saadaan DOC-isotermistä epälineaarisen regression kautta (Sontheimer ja Hubele 1987). Adsorboituvien aineiden kokonaismäärää voidaan mitata käyttäen seuraavia suureita: orgaaninen kokonaishiili (TOC), liukoinen orgaaninen hiili (DOC), kemiallinen hapenkulutus (COD), liukoinen orgaaninen halogeeni (DOX), UV-absorbanssi ja fluoresenssi (McGuire ym. 1991, Snoeyink 1990).

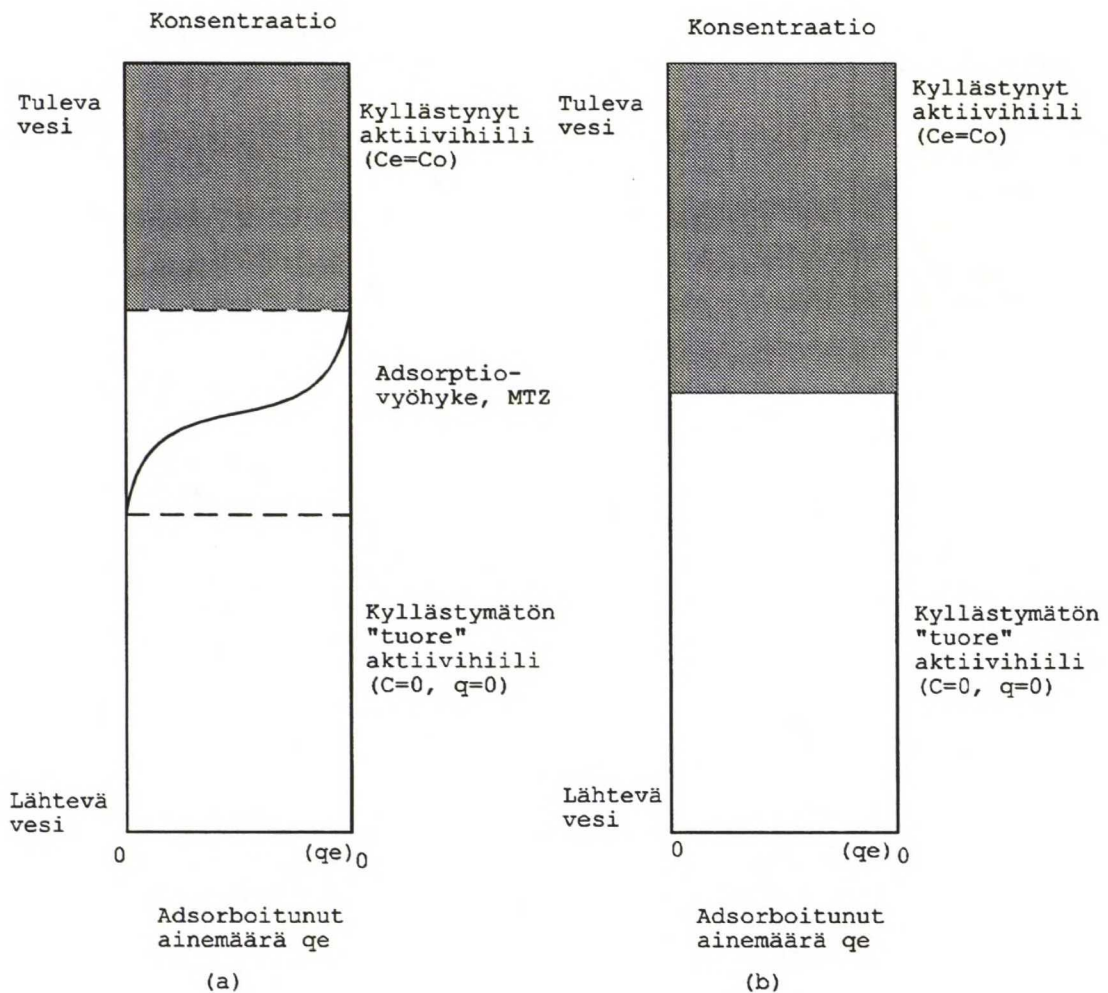
Adsorptioisotermien tulokset pätevät vain sarjassa oleville tai pitkille suodattimille, koska oletetaan koko hiilimäärän olevan tasapainotilassa tulevan konsentraation suhteen. Kilpailevan adsorption olosuhteet eivät ole panostestissä samat kuin suodattimessa eikä koe huomioi biologista aktiiviteettia.

2.4 Adsorptiovyöhyke

Adsorptio etenee suodattimessa siten, että käsiteltävä tulevan veden partikkelikonsentraatio C_0 pienenee mentäessä kohti suodattimen loppua, jossa on lähtevän veden konsentraatio C_e . Partikkelikonsentraatio kuvaa poistettavan epäpuhtauden määrää vedessä. Partikkelikonsentraatio ei kuitenkaan yleensä vähene lineaarisesti suodattimen koko matkalla. Aluetta, jolla adsorptio suodattimessa tapahtuu, kutsutaan adsorptiovyöhykkeeksi¹ (Kuva 3a). Adsorptiovyöhyke etenee käytössä kohti suodattimen loppua siten että suodattimeen adsorboitunut massa q kasvaa suodattimen vanhetessa. Vyöhykkeen jälkeen tuleva alue on täysin kyllästymätön eli sen koko adsorptiokapasiteetti on käyttämättä ja sitä edeltävä täysin kyllästynyt. MTZ:n sisällä kyllästysaste vaihtelee 0-100 %:iin.

¹ MTZ, mass transfer zone

Kun adsorptionopeus kasvaa, adsorptiovyöhyke lyhenee. Joissain tapauksissa vyöhyke lyhenee riittävästi, jotta sen pituus (L_{MTZ}) voidaan olettaa nolllaksi (Kuva 3b). Tällöin adsorptioprosessin analysointi yksinkertaistuu huomattavasti. Adsorptionopeus kasvaa, kun hiilipartikkelikoko pienenee tai lämpötila nousee sekä kun adsorbaatin diffuusiokerroin tai adsorptiovoimakkuus kasvavat (Snoeyink 1990). Adsorptiovyöhykkeen pituus riippuu myös virtausnopeudesta. Virtausnopeuden kasvaessa vyöhyke pitenee, koska partikkeleilla on vähemmän aikaa adsorboitua hiileen.



Kuva 3. Adsorptiovyöhyke aktiivihiilisuodattimessa (a) ja yksinkertaistettu tilanne (b)

Kun adsorptiovyöhyke alkaa poistua suodattimesta, käsitel-
lyn veden partikkelikonsentraatio alkaa kasvaa. Läpilyönti-
konsentraatio C_b on suurin hyväksyttävä konsentraatio, joka

saa esiintyä suodattimelta lähtevässä vedessä. Kun tämä arvo saavutetaan, hiili pitää uusia. Kriittinen pituus, $L_{critical}$ on hiilipatjan korkeus, joka johtaa välittömästi suodattimen käytön alettua läpilyöntikonsentraation C_b arvoon. Kriittisen pituuden avulla voidaan laskea $EBCT:n^1$ minimiarvo sijoittamalla se seuraavassa kappaleessa olevaan $EBCT:n$ laskukaavaan L_{bed} :n tilalle.

Adsorptiovyöhykkeen säilyminen huuhtelussa edellyttää, että hiilipartikkelit kerrostuvat huuhtelun loputtua samaan järjestykseen, kuin ne olivat ennen huuhtelua. Kerrostuminen riippuu mm. aktiivihiilen raekokojakaumasta ja huuhtelutavasta. Partikkelijakauman ollessa laaja uudelleenkerrostuminen on todennäköisempää, koska tällöin huuhtelussa suuremmat partikkelit laskeutuvat suodattimen pohjalla pienempien jäädessä pinnalle. Jos huuhtelussa hiilipartikkelit sekoittuvat ja liikkuvat vertikaalisuunnassa, adsorptiovyöhykkeen sekoittuminen on todennäköisempää, kuin jos hiilipartikkelit pysyvät kutakuinkin paikallaan ja huuhteluvesi virtaa niiden välitse vieden mekaanisesti suodattuneet epäpuhtaudet mennessään. Käytännön kokemukset ovat Suomessa osoittaneet, että kerrokset sekoittuvat huuhtelussa. Tällöin teoria adsorptiovyöhykkeestä ei toimi ja huuhtelun jälkeen suodattimeen adsorboitunut massa on jakautunut tasanaisesti koko suodattimen osuudelle. Asiaa ei kuitenkaan ole tutkittu järjestelmällisesti.

2.5 Tyhjän pedin viive, $EBCT$

Käsiteltävän veden viipymää aktiivihiilisuodattimella kuvataan tyhjän pedin viiveellä, $EBCT$, joka on aktiivihiilellä täytetyn suodattimen tilavuus jaettuna volymetrisellä virtaamalla:

$$EBCT = \frac{V}{Q} = \frac{L_{bed}}{Q / A}$$

¹ $EBCT$, empty bed contact time

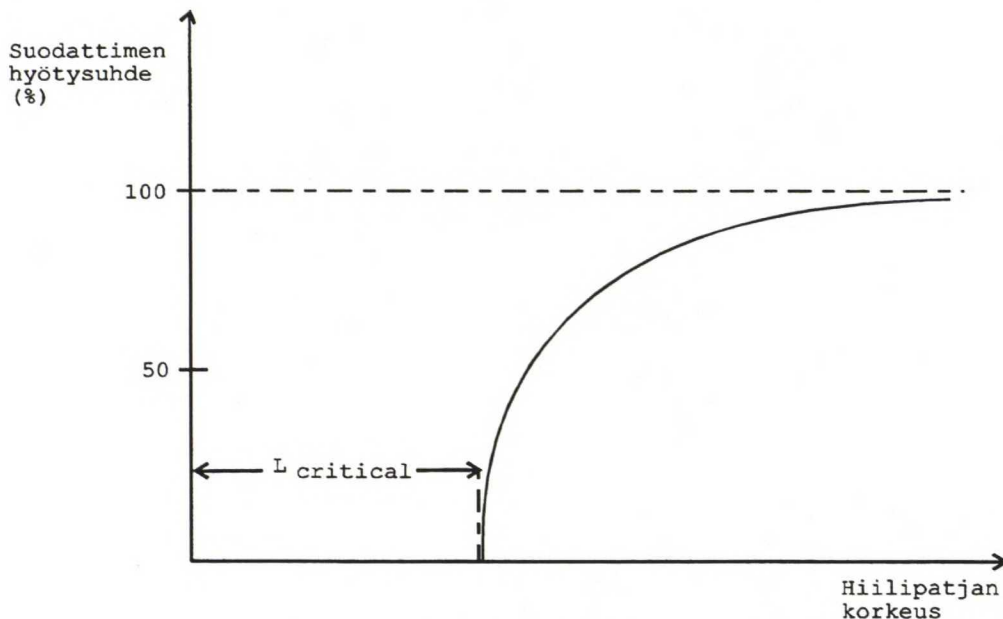
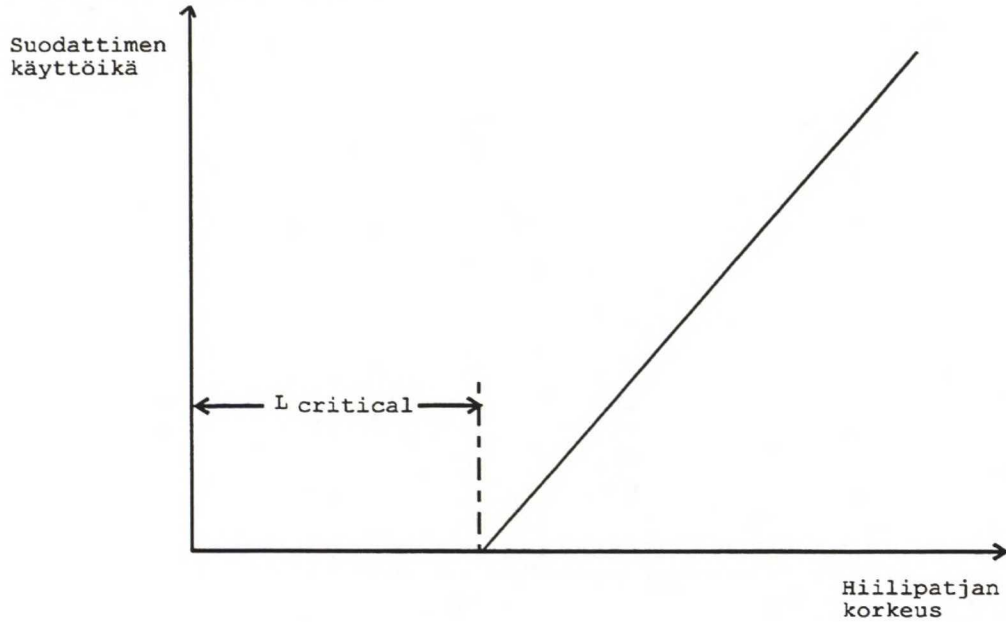
jossa	L_{bed}	on hiilipatjan korkeus
	V	on hiilen irtotilavuus suodattimessa
	Q	on virtaama
	A	on hiilipatjan pinta-ala
	Q/A	on virtausnopeus

EBCT on aktiivihiihliisuodattimen suunnittelun tärkein mitoitust parametri. *EBCT* ei kuvaa vähemmän käytettyä todellista kontaktiaikaa, joka on *EBCT*:n ja aktiivihiihlien huokoisuuden¹ tulo. Käytännön sovelluksissa *EBCT* vaihtelee muutamasta minuutista jopa neljään tuntiin. Lyhimmät kontaktiajat ovat hiekkasuodattimesta muutetuissa ja pisimmät tietyn korkeakonsentraatioisen aineen poistoon tarkoitetuissa erillisissä aktiivihiihliisuodattimissa (Snoeyink 1983). Amerikassa, *EBCT* vaihtelee tavallisesti välillä 3,2-24,8 min. ollen keskimäärin 8,6 min. Tällöin virtausnopeus vaihtelee välillä 2,5-9,7 m/h (Graese ym. 1987). Taloudellinen *EBCT* riippuu käsiteltävän veden laadusta ja puhdistetun veden laatutavoitteista. Crittenden ym. (1993) mukaan maksimimäärä vettä käytettävää hiiltä kohden saadaan käsiteltyä, kun *EBCT* on 20-30 minuuttia tietyissä olosuhteissa. Wiesner ym. (1987b) sai kokeissaan taloudellisimmaksi *EBCT*:ksi 6-12 minuuttia, kun vaadittava orgaanisen kokonaishiilen reduktio oli 50 %. Suomessa käytetyissä suodattimissa *EBCT* on hiekkasuodattimista muutetuissa aktiivihiihliisuodattimissa 5-15 minuuttia ja erillisissä aktiivihiihliisuodattimissa 15-30 minuuttia.

EBCT:n kasvattaminen hiilipatjan korkeutta lisäämällä nostaa hiilen käyttöikää ja parantaa hyötysuhdetta (Kuva 4). Patjan korkeuden nostaminen kasvattaa lineaarisesti reaktiivointiväliä ja vähentää siten käyttökustannuksia, lukuunottamatta huuhtelussa tarvittavaa suurempaa huuhtelutehoa. Suodattimen hyötysuhde paranee, koska hiileen voidaan adsorboida suhteellisesti ottaen enemmän puhdistettavia partikkeleita ilman, että lähtevän veden partikkelikonsentraatio saavuttaa läpilyöntipistettä. Rakentamiskustannukset

¹ Huokoisuus vaihtelee yleensä välillä 0,4-0,5

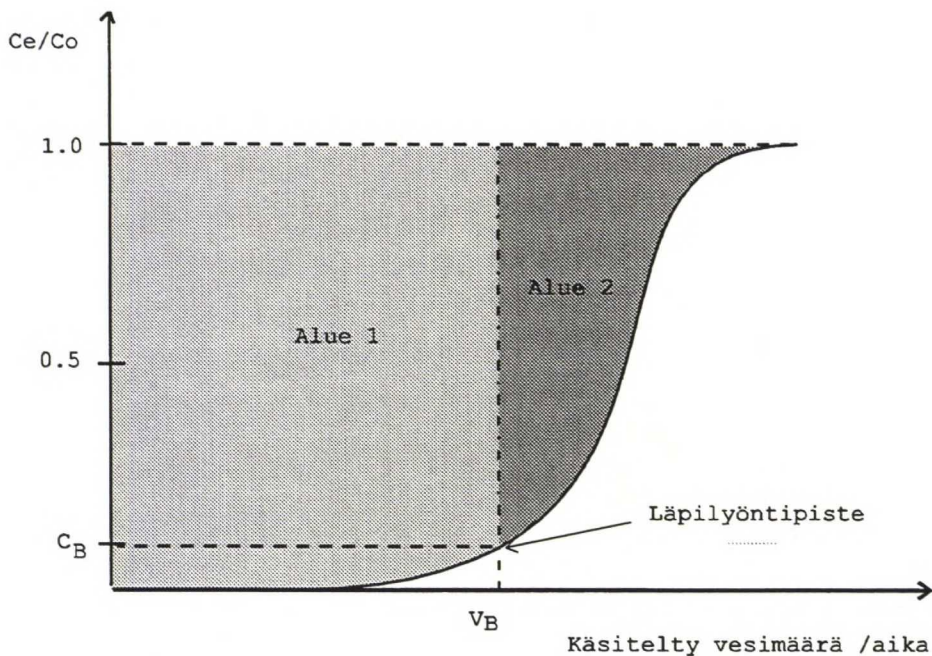
nousevat, koska korkeampi suodatinpatja vaatii suuremmat rakenteet. Suodatinta ei kuitenkaan pidä alimitoittaa, koska siinä säästyneet rakentamiskustannukset kuluva suuremmissa käyttö- ja kunnossapitokustannuksissa. Yhteiskustannusten minimoimiseksi on löydettävissä optimikorkeus hiilipatjalle. Optimaalisen *EBCT*:n ja suodatinpatjan korkeuden määrittämiseksi tarvitaan käsiteltävällä vedellä tehtäviä pilot-kokeita.



Kuva 4. Aktiivihiilen käyttöiän ja hyötysuhteen kuvaajat hiilipatjan korkeuden suhteen (Snoeyink 1990).

2.6 Läpäisykäyrä

Läpäisykäyrä¹ on vedestä puhdistettavan aineen partikkelikonsentraation funktio käsitellyn veden tilavuuden tai käsitelyajan suhteen (Kuva 5). Läpäisykäyrä siis kuvaa suodattimen puhdistuskyvyn heikkenemistä suodattimen vanhetessa. Läpäisykäyrästä saadaan suodattimen läpilyöntikapasiteetti, joka on alueen 1 pinta-ala kerrottuna tulevilla partikkelikonsentraatiolla (C_0). Suodattimen hyötysuhde saadaan puolestaan jakamalla alueen 1 pinta-ala alueiden 1 ja 2 yhteenlasketulla pinta-alalla.



Kuva 5. Läpäisykäyrä

Läpäisykäyrän muotoon vaikuttavat samat tekijät kuin adsorptiovyöhykkeen pituuteen sekä lisäksi biologinen aktiiviteetti, adsorboitumattomat ainekset, läsnäolevien molekyylifraktioiden hidas adsorptio ja suodattimen kriittisen pituuden suhde suodattimen korkeuteen (Kuva 6).

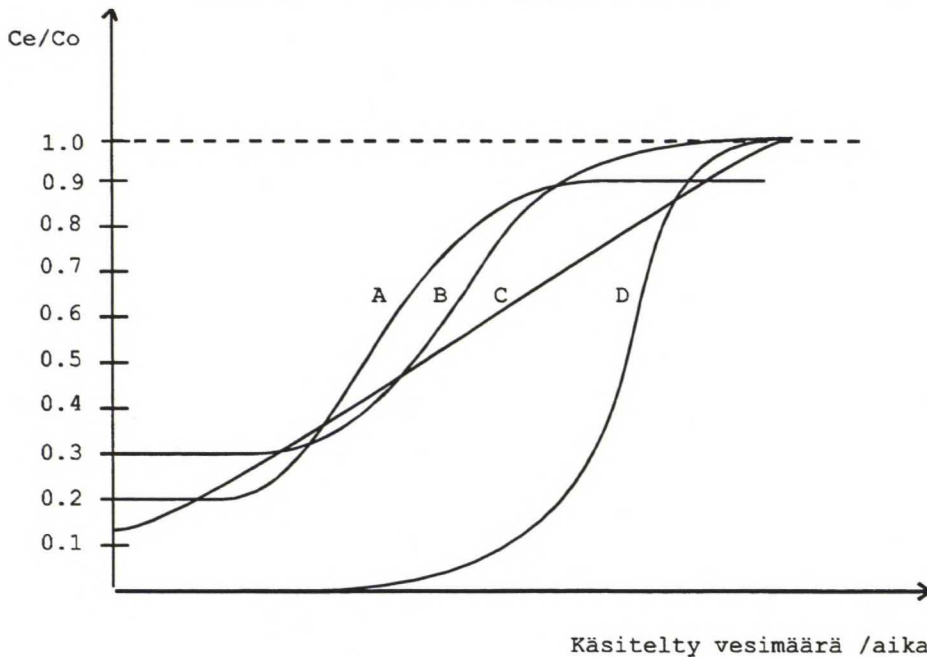
Biologisen aktiviteetin ansiosta aktiivihiekkisuodattimen kyky puhdistaa vettä säilyy vielä hiilen adsorptiokapasi-

¹ Breakthrough curve

teetin loputtuakin. Läpäisykäyrä asettuu tasapainotilaan eli kuvaajan loppuosa on vaakasuora. Sen yläpuolelle jäävä osa kuvaa biologisen aktiviteetin aikaansaamaa puhdistustulosta. Adsorboitumattomat ainekset käsiteltävässä vedessä pienentävät suodattimen puhdistustehoa jo käytön alkaessa. Tällöin läpäisykäyrä alkaa pystyakselilla vasta tasolta, jonka alle jäävä osuus on adsorboitumattomien aineiden määrä käsiteltävässä vedessä. Suodattimen kriittinen pituus määrää käyrän ensimmäisen horisontaalisen osuuden pituuden. Käyrän ei-lineaarinen osa kuvaa ajanjaksoa, jolloin adsorptiovyöhyke poistuu suodattimesta. Mikäli suodatinpatjan korkeus on pienempi kuin kriittinen pituus $L_{critical}$, suodatin ei ehdi adsorboida kaikkia adsorboituvia aineita ja käyrä alkaa nousta heti otettaessa suodatin käyttöön. Adsorpti nopeuden kasvaessa kuvaaja jyrkkenee, kun taas virtaaman kasvaessa kuvaaja loivenee.

	A	B	C	D
Adsorboituvaa	70	70	100	100
Adsorboitumatonta	20	30	0	0
Biologisesti hajoavaa	10	0	0	0

Käyrän C tapauksessa kriittinen korkeus LMTZ on suurempi kuin suodatinpatjan korkeus



Kuva 6. Biologisen hajoamisen, adsorboitumattomien ainesten ja adsorptiovyöhykkeen pituuden vaikutus läpäisykäyrään (Snoeyink 1990)

2.7 Toiminnan ennustaminen

2.7.1 Adsorptioisotermit

Adsorptioisotermi on aktiivihiilisuodattimen suunnittelun keskeisin tekijä. Sen teoriaa on selvitetty luvussa 2.3. Määrittämällä adsorptioisotermit käsiteltävästä vedestä poistettaville partikkeleille saadaan tärkeää tietoa ko. veden adsorboituvuudesta. Adsorptioisotermien avulla voidaan arvioida paras hiilivaihtoehto, hiilen käyttöikä ja -määrä sekä adsorptiokapasiteetti erilaisissa prosessivaihtoehtoissa (Oxendorf ja Lykins Jr. 1991). Vesilaitokselle toimitetun hiilen laatua voidaan seurata, koska eri erissä on odotettavissa laadun vaihtelua. Adsorptioisotermien avulla voidaan myös tutkia pH:n ja lämpötilan vaikutusta adsorptioon.

Adsorptioisotermin määrittämisen kautta saadaan selville erilaisia muuttujia, joita sittemmin voidaan käyttää hyvinkin monimutkaisten matemaattisten mallien laskennassa (Speth ja Miltner 1990). Isotermin määrittäminen on panostesti eikä niinkään kuvaa suodattimessa tapahtuvaa adsorptiota. Tämän vuoksi se ei huomioi mm. biologista aktiviteettia. Kilpailevan adsorption vaikutus panostestissä on niinkään erilainen kuin suodattimessa, koska molekyylien erilainen adsorptiovoimakkuus vaikuttaa molekyylien jakaantumiseen suodattimen sisällä. Tämän vuoksi kilpailevan adsorption vaikutus suodattimella voi olla huomattavasti suurempi kuin isoterminmäärittämisessä.

2.7.2 Matemaattiset mallit

Matemaattisilla malleilla voidaan ennustaa prosessin toimintaa ja vähentää tarvittavaa pilot- ja pienoismallikokeiden määrää. Siten mahdollistetaan taloudelliset suunnitteluratkaisut pienillä suunnittelukustannuksilla. Malleilla ei ole mahdollista esim. ennustaa tarkasti monia adsorboi-

tuvia orgaanisia aineksia sisältävien liuosten adsorptiota. Seuraavassa esitellään yleisimmät mallit ja mitä niillä voi tehdä syventymättä tarkemmin mallin teoriaan ja sisältöön.

Yhtä tai kahta samankokoista ainesta sisältävissä liuoksissa yleisesti käytetty malli adsorption ja desorption ennustamiseen on HSDM (Homogenous Surface Diffusion Model) ja siitä kehitetyt sovellukset. Malliin on myös kehitetty yksinkertaistettuja ratkaisumalleja aiemmin käytettyjen numeeristen iteraatiomenetelmien rinnalle (Hand ym. 1984, Roy ym. 1993). Mallin laajentamisen ongelmana on kilpaileva adsorptio.

Useimmat teoriat ja mallit tarvitsevat tietoa liuoksessa olevien aineiden laadusta ja konsentraatiosta. Nämä vaatimukset rajoittavat ja jopa estävät suodattimen toiminnan ennustamista kulloinkin kyseessä olevan veden kohdalla. Tämän vaikeuden ylittämiseksi voidaan yhdisteiden kokonaismäärää käsitellä ikäänkuin yhtenä komponenttina (DOC, TOC, UV-absorbanssi, fluoresenssi). Tällöin eri komponenttien välisiä reaktioita, kromatografiaailmiön vaikutusta sekä adsorptiokapasiteetin laskua ei huomioida (Frick ja Sontheimer 1983). Lee et al (1981) yhdistivät humusaineet yhdeksi komponentiksi (TOC) HSDM:ää varten. Frick ja Sontheimer (1983) yhdistivät monia adsorbaatteja sisältävän liuoksen muutamaksi pseudokomponentiksi, joiden avulla voidaan määrittää liuoksen adsorptioisotermi. Kun HSDM:iin yhdistetään kilpailevan adsorption huomioiva tasapainomalli, voidaan myös erilaisten monikomponenttisten liuosten adsorboituminen ennustaa. Voidaan myös olettaa DOC ikäänkuin yhdeksi komponentiksi s.e. sillä on lineaarinen isotermi ja ratkaista malli analyttisesti (Summers ja Roberts 1984).

Taustalla olevan orgaanisen aineksen vaikutus adsorptioon voidaan huomioida monikomponenttisessa liuoksessa sisällyttämällä se kineettisiin ja tasapainovakioihin. Käytetyimpiä malleja ovat IAST (Ideal Adsorbed Solution Theory) ja MADAM (Michigan Adsorption Design and Applications Model). IAST

on osoittautunut hyödylliseksi työkaluksi kilpailevan adsorptiotasapainon ennustamisessa, kun kyseessä ovat laimeat vaarallisia orgaanisia aineksia sisältävät monikomponenttiset liuokset (Smith 1991). Yksinkertaisempi tapa huomioda kilpaileva adsorptio on käyttää tasapainomallia (multi-component equilibrium model), jossa käytetään vakiomuotoisia ratkaisuja (Crittenden ym. 1987).

Adsorptiotapahtuman mallintamiseen on kehitetty myös ns. kineettinen koe, joka isotermikokeen tapaan antaa tietoa tasapainokonsentraatiosta eri hiiliannostuksilla. Lisäksi kineettinen koe kuvaa adsorptionopeutta, koska adsorboitunut ainemäärä mitataan myös ennen tasapainotilaa. Mittauksia suoritetaan tiheämmin heti annostuksen jälkeen ja harvennetaan lähestyttäessä tasapainokonsentraatiota. Tätä Lappeenrannan teknillisen korkeakoulun ja Kyoton yliopiston kehittämää mallinnustapaa ei ole toistaiseksi käytetty monikomponenttisten talousvesien adsorption mallintamiseen, mutta kokeesta saatavalle EBCT:n arvolle olisi käyttöä myös aktiivihiiლისuodattimen toiminnan optimoinnissa.

Pilot-kokeet pitäisi ohjelmoida malleista saatavien tulosten perusteella. Mikäli tulokset ovat olemassa malli pitäisi kalibroida niiden mukaan, jotta saadaan tuloksia myös kokeiden ulkopuoliselta alueelta ja voidaan valita taloudellisin suunnitteluratkaisu (Crittenden ym. 1987). Aktiivihiiლისuodattimen suunnittelua varten voidaan myös luoda proseduuri, jossa käytetään yhdessä matemaattisia malleja, adsorptioisotermejä, pienoismalli- ja pilot-kokeita (Pirbazari ym. 1993).

2.7.3 Pienoismallikokeet

Pienoismallikokeet ovat nopea ja edullinen menetelmä aktiivihiiლისuodattimen toiminnan ennustamiseen verrattuna pilot- ja täyden mittakaavan kokeisiin. Pienoismallikokeissa käytetään pienempää partikkelikokoa ja suodatinta kuin pi-

lot-kokeissa, jolloin tarvittava koeaika lyhenee huomattavasti. Pienempi raekoko saadaan murskaamalla aktiivihieiltä. Murskatulla aktiivihieillä on havaittu olevan sama adsorptiokapasiteetti kuin alkuperäisellä hieillä. Nopeutensa ja mittakaavansa vuoksi pienoismallikokeilla on pienemät pääoma- ja käyttökustannukset kuin pilot-kokeilla.

Eräitä käytössä olleita pienoismallityyppejä ovat HPMC (High pressure minicolumn), DMCAT (Dynamic minicolumn adsorption technique) ja RSSCT (Rapid Small-Scale Column Test) (Rosane ym. 1980, Bilello ja Beaudet 1983, Crittenden ym. 1991).

Korkeapainesuodattimissa suoritetuilla pienoismallikokeilla voidaan määrittää nopeasti adsorptiokapasiteetti ja käyttömäärä (CUR) yksinkertaisilla välineillä. Menetelmällä voidaan vertailla helposti eri hiiliä. EBCT:n ja suodatinjärjestelyjen vaikutus voidaan määrittää ja lopulta saadaan karkea kustannusarvio, jota voidaan verrata muihin käsittelymenetelmiin. Koe soveltuu laajoille paine- ja virtaama-alueille eikä haihtuvien ainesten häviötä tapahdu, koska systeemi on suljettu. Edeltävän käsittelyn ja mm. pH:n vaikutus suodatukseen voidaan määritellä ja läpäisykäyrä saadaan suoraviivaisemmin kuin isotermistä. Pienoismallikokeiden avulla voidaan vähentää tarvittavien pilot-kokeiden määrää ja siten kustannuksia.

Korkeapainekokeilla ei saada kaikkea täysimittakaavaisen laitoksen suunnittelua varten tarvittavaa informaatiota, kuten kontaktiaika ja L_{MTZ} , vaan lisäksi tarvitaan pilot-tai täyden mittakaavan kokeita. Menetelmällä ei voida määrittää biologista toimintaa eikä taustalla olevan orgaanisen aineksen vaikutusta (Oxendorf ja Lykins Jr. 1991). Mahdolliset muutokset tulevassa vedessä jäävät huomiotta, koska koe kestää vain muutamia päiviä. Kokeiden lisäksi pitää käyttää matemaattisia malleja mittakaavan muuttamiseen, jotta pienoismallin toiminta saadaan vertailukelpoiseksi täysikokoiseen laitokseen nähden (Crittenden ym.

1986,1991). Aktiivihiilen partikkelijakauma täytyy pitää pienenä painehäviön syntymisen välttämiseksi. Menetelmä vaatii lisäksi korkeapainepumpun.

2.7.4 Pilot-kokeet

Kun voidaan olettaa pienoismallikokeiden, isothermien tai muiden kokemusten perusteella, että aktiivihiilisuodatus on kyseiseen ongelmaan paras ratkaisu, pilot-kokeet ovat usein perusteltuja. Veden laatu vaihtelee vuodenaikojen ja päivien mukaan. Adsorptioon vaikuttavat veden laatuparametrit, kuten orgaanisen aineen määrä, vaihtelevat raakavedestä riippuen. Edeltävä käsittelyprosessi muuttaa veden ominaisuuksia. Pilot-kokeilla voidaan osoittaa aktiivihiilisuodatuksen tarpeellisuus, määrittää tarvittavat suunnitteluparametrit, valita sopivin suodatusjärjestelmä ja arvioida täyden mittakaavan laitoksen kustannuksia. Pilot-kokeisiin uhratut investoinnit voidaan säästää takaisin taloudellisella suunnitteluratkaisulla, jonka pilot-kokeet mahdollistavat.

Pilot-kokeissa käytetään samaa virtaamaa, hiililaatua ja käsiteltävää vettä kuin täysimittakaavan laitoksella. Suodattimissa on vähemmän hiiltä ja pienempi halkaisija, mutta silti kokeissa on saatu samat läpilyöntikäyrät kuin toteutetuissa sovelluksissa. Pilot-kokeet ovat täsmällisin tapa aktiivihiilisuodattimen toiminnan ennustamiseen, mutta myös hidas ja suhteellisen kallis menetelmä.

3. Aktiivihiiili

3.1 Yleistä

Aktiivihiiili on teollisesti valmistettu erittäin hiilipitoinen tuote, jolla on huokoinen rakenne ja suuri ominaispinta-ala. Se kykenee adsorboimaan pinnalleen monentyyppisiä molekyylejä. CEFIC:n¹ määritelmän mukaan huokostilavuuden tulee olla yli 0,2 ml/g ja ominaispinta-alan yli 400 m²/g. Huokosen koko vaihtelee välillä 0,3-1000 nm (Smit 1994).

Aktiivihiiiltä voidaan valmistaa lähes mistä tahansa hiilipitoisesta raaka-aineesta, joista tavanomaisimmat ovat puu, turve, ruskohiili, kivihiili ja kookospähkinän kuoret. Kreikassa aktiivihiiiltä valmistetaan jopa oliivinkivistä. Kivihiilipohjaiset hiilet ovat yleisimmin käytössä Suomen vesilaitoksilla. Aktiivihiiilen valmistusta turpeesta on tutkittu Suomessa. Sen ei todettu olevan taloudellisesti perusteltua joskin on kannattavaa pitää yllä tuotantovalmiutta mm. kriisitilanteiden varalta (Ekono 1988). Aktiivihiiilen ominaisuuksista mm. kovuus ja tuhkapitoisuus riippuvat suuresti käytetystä raaka-aineesta.

Aktiivihiiilen valmistusvaiheet ovat hiilto ja aktivointi. Hiillossa (alle 700 °C) suurin osa haihtuvista aineista poistuu ja amorfinen hiili grafitoituu osittain. Aktivoinnissa (800-1100 °C) hiileen kehittyy varsinainen huokosrakenne (Ranta 1981, Snoeyink 1990). Aktiivihiiiltä voidaan valmistaa myös kemiallisesti. Tällöin hiilipitoiseen materiaaliin sekoitetaan kemikaalia, yleensä fosforihappoa (H₃PO₄) tai sinkkikloridia (ZnCl₂), ja seos poltetaan 400-600 °C:ssa.

Aktiivihiiili voi olla jauhemaista, rakeista tai pelletoitua. Jauhemaaisessa hiilessä on yli 90 % partikkeleista pie-

¹ CEFIC, Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique

nempiä kuin 0,18 mm (CEFIC). Vedenpuhdistuksessa jauhemais-
ta aktiivihiiiltä käytetään annosteltuna veden joukkoon pro-
sessin alkupuolella. Rakeisessa aktiivihiilessä on yli 90 %
partikkeleista suurempia kuin 0,18 mm (CEFIC). Vedenpuhdis-
tuksessa ^{RAKEISTA HIILTÄ} jauhehiiltä käytetään adsorptiosuodattimissa,
joissa käsiteltävä vesi virtaa hiilipatjan läpi. Jauhemai-
nen ja rakeinen hiili valmistetaan murskaamalla, kun taas
pelletoitu hiili valmistetaan puristamalla ja on säännöllis-
esti sylinterinmuotoinen.

Jauhemaisen aktiivihiiilen käytön etuja ovat mm. halvempi
hintaa ja pienemmät laitteistojen pääomakulut. Lisäksi sitä
voidaan annostella vain tarvittaessa. Haittoina voidaan pi-
tää mm. huonompaa tehokkuutta, joka johtaa suurempaan kulu-
tukseen sekä uudelleenkäytön mahdottomuutta (Najm et al
1991). Aktiivihiiilen jauhemaista käyttöä on kokeiltu Suo-
messä useissa laitoksissa. Huonot tulokset saattavat johtua
mm. liian pienistä annostusmääristä ja kontaktiajoista sekä
raakaveden huonosta laadusta (Wahlroos 1989, Markkanen
1990). Toimiakseen kunnolla jauhemainen aktiivihiiili vaatii
syötön jälkeen riittävän kontaktiajan, jotta kaikki käsi-
teltävä vesi ehtii kosketuksiin syötetyn hiilen kanssa.
Jauhemaisen aktiivihiiilen syöttömahdollisuus on edelleen
monilla laitoksilla ja jopa aktiivihiiლისuodattimilla va-
rustetuissa laitoksissa mm. Turussa jauhemaisen hiilen
syöttö on käytössä aikoina, jolloin raakaveden laatu on
poikkeuksellisen huono.

Aktiivihiiilen muita käyttötarkoituksia ovat mm. ilman- ja
jätevedenpuhdistus. Elintarviketeollisuus käyttää aktiivi-
hiiltä tuotteiden puhdistuksessa, värinpoistossa ja vär-
jäyksessä. Lääkeaineteollisuus puhdistusprosesseissa, lää-
keaineiden sidos- ja kantaja-aineina sekä sellaisenaan myr-
kytysten hoidossa. Kemian teollisuus tuotteiden puhdistuk-
sessa, liuotinten talteenotossa sekä väri- ja sidosaineena
(Ekono 1988). Kansanomaisemmista käyttökohteista mainitta-
koon tupakkafiltterit, autojen pakokaasusuodattimet, ken-
gänpohjien hajunsyöjät sekä lääkehiilet myrkytysten hoi-

toon. Aktiivihiihlä käytetään yleisesti myös hajun ja maun poistoon kotitekoisesta alkoholista.

Aktiivihiihlisuodattimessa käytetty hiili voidaan joko hävittää tai reaktivoida. Mikäli hiilellä on käsitelty vesiä, jotka sisältävät ongelmajätteiksi luokiteltavia epäpuhtauksia, kuten radonia, hiili on käsiteltävä ongelmajätteenä. Yleensä hiili voidaan kuitenkin ajaa kaatopaikalle tai polttaa jätteenpolttolaitoksella. Hiilen reaktivointi, jossa hiilen adsorptiokapasiteetti palautetaan yleensä termisesti, on kuitenkin ympäristöystävällisempi ja taloudellisempi vaihtoehto. Reaktivoitu hiili voidaan käyttää uudelleen aktiivihiihlisuodattimessa.

3.2 Ominaisuudet

Aktiivihiihlipartikkelin tavallisimmat murskekoot ovat 12 x 40 USS ja 8 x 30 USS. Murskeko 12 x 40 vastaa raekokoa välillä 0,42 - 1,68 mm (Taulukko 1). Sopiva partikkelien kokojakauma on aina kompromissi adsorptiokyvyn ja hydraulisten ominaisuuksien välillä. Paljon pieniä hiukkasia sisältävällä hiilellä on suuri ominaispinta-ala ja adsorptiokapasiteetti (Graese ym. 1987, Randte ja Snoeyink 1983). Partikkelikoon tulisi olla mahdollisimman pieni adsorption nopeuttamiseksi (Weber ym. 1983) ja suodattimen koon minimoimiseksi. Laskemalla partikkelikokoa jopa 0,1 mm:iin voidaan hiilen käyttöikä ja kyllästymisastetta nostaa (Wilmanski ja Lipinski 1989). Tällöin tosin suodattimessa syntyvä painehäviö on suuri ja suodatusnopeus muodostuu hitaaksi. Liian pientä raekokoa käytettäessä vaarana on myös suodatinpohjan suuttimien tukkeutuminen.

Taulukko 1. Aktiivihiihlen raekoon (mm) ja USS seulan läpäisyarvon vastaavuudet

mm	4,75	3,35	2,36	2,00	1,70	1,40	1,18	1,00	0,85	0,71	0,60	0,42
USS	4	6	8	10	12	14	16	18	20	25	30	40

Jodiluku¹ on yhden gramman hiiltä adsorboima määrä jodia. Jodiluku korreloi hyvin mikrohuokosten pinta-alan kanssa eli kuvaa hiilen kykyä adsorboida pienimolekyyllisiä aineita (Cairo ym. 1982). Mikrohuokosten määrää kuvaavia muita suureita ovat p-nitrofenoli kapasiteetti (PNP), fenoliluku, CTC ja typpiadsorptio. PNP:tä voidaan käyttää apuna myös pinta-alan määrittämisessä. Nitrofenoli on planaarinen molekyyli, joka tunkeutuu vielä pienempiin huokosiin kuin jodi (Waer ym. 1992). CTC kuvaa hiilitetrakloridin (CCl_4) adsorboitumista.

Metyyllisiiniluku² kuvaa yli 15 nm kokoisten mesohuokosten määrää aktiivihiilessä. Metyyllisiiniluku määritetään syöttämällä suhteellisen suurimolekyyllistä metyyllisiniä aktiivihiiheen, kunnes hiili ei enää adsorboi väriä. Saksalaisille, japanilaisilla ja amerikkalaisilla on oma tapansa määrittää metyyllisiinikuku (Kienle ja Bäder 1980). Suomen suurimolekyyllisiä humusvesiä puhdistettaessa metyyllisiinilukua pidetään tärkeimpänä parametrina hiilen adsorptiokapasiteetin vähenemistä seurattaessa. Yli 28 nm:n kokoisten huokosten määrää voidaan kuvata melassiluvulla.

Aktiivihiihen tilavuuspaino³ vaihtelee yleensä välillä 350-500 kg/m³. Huuhdellun ja kuivatun hiilen tilavuuspaino suodattimessa on n. 10 % pienempi kuin em. tilavuuspaino. Vedellä täytetyn hiilen tilavuuspaino on yleensä n. 1300-1500 kg/m³ ja se määrää huuhtelussa tapahtuvan laajenemisen. Tilavuuspaino on hyvä seurantaparametri reaktiivoinnin onnistumiselle (Waer ym. 1992).

Tasaisuusluku⁴ kuvaa partikkelijakauman laajuutta eli kuinka paljon aktiivihiihi sisältää erikokoisia rakeita. Sen määritelmä on d_{60}/d_{10} eli raekokojen suhde seulan läpäisyarvoilla 60 % ja 10 % (Decrémont 1991). Jakauman ollessa laaja (suuri kerroin, ~1,9), hiili kerrostuu uudel-

¹ Iodine number, ASTM-method 1510-60, AWWA B604

² Methylene blue number

³ Bulk density, ASTM D2854

⁴ Uniformity coefficient

leen huuhtelussa ja suodattimen adsorptiotehokkuus säilyy, koska adsorptiovyöhykkeet eivät sekoitu. Tällöin tosin tarvittava huuhtelutila on suurempi ja painehäviön syntyminen nopeampaa. Pieni kerroin ($\sim 1,3$) syvissä suodattimissa parantaa sameuden poistoa ja mahdollistaa suuremman suodatusnopeuden (Snoeyink 1990).

Kovuus vaikuttaa partikkelien kulumiseen huuhdeltaessa, kuljetuksessa ja reaktivoitaessa. Kovilla kivihiilipohjaisilla hiilillä painohäviö reaktiivointikierrossa on 5-10 %, kun pehmeillä hiilillä se on yli 10 %. Kovuutta voidaan kuvata kahdella eri luvulla. Molemmat määritetään Ro-Tap-laitteella, jossa hiiltä murskataan teräspalloilla. Hardness-luku lasketaan hiilimäärän painosta, joka jää tietyn kokoiselle sihdille. Abrasion-luku taas vastaavasti ilmoittaa kokeen jälkeisen keskimääräisen partikkelikoon suhteessa alkuperäiseen. Hardness-luku on tavallisesti käytössä kaasufaaseissa, joissa painehäviöt ovat kriittisiä. Abrasion-luku taas soveltuu paremmin nestefaaseihin, koska se kuvaa kulumista koko partikkelijakauman alueella ja antaa näin paremman indikaation pitkäaikaisesta käytöstä ja reaktivoitavuudesta. Eri laskentamenetelmistä johtuen Hardness-luku antaa paljon korkeamman luvun. Esim. Abrasion-luku 75-80 % vastaa Hardness-lukua n. 90 %. (Nieminen ja Silvasti 1993)

Tuhkapitoisuus¹ eri hiilien välillä vaihtelee 1-10 %:iin. Tuhka tukkii pieniä huokosia ja siten heikentää adsorptiokapasiteettia. Se ei haihdu reaktivoitaessa vaan tuhkapitoisuus nousee reaktivoimiskertojen myötä.

Huokostilavuus² on aktiivihiileissä olevien huokosten tilavuus painoyksikköä kohti. Huokostilavuutta tärkeämpi suure on huokosjakauma, joka ilmoittaa kahden vierekkäisen huokoskoon välillä olevien huokosten määrän. Summajakauma vastaavasti ilmoittaa sen huokosmäärän, joka on tiettyä huok-

¹ Ash content, ASTM D2866

² Pore volume

koskokoa pienempi. Huokosjakauma voidaan laskea mm. typpi-adsorptiosta tai elohopeatunkeumasta (Ranta 1981). Makrohuokosten määrä saadaan myös pyyhkäisyelektronimikroskooppilla (SEM) ja mesohuokoksetkin näkyvät 10 nm:iin saakka.

Huokoisen aineen tärkeä ominaisuus on ns. ominaispinta-ala¹, S_{BET} , joka ilmoitetaan joko aineen tilavuus- tai painoyksikköä kohti. Ominaispinta-ala kasvaa voimakkaasti keskimääräisen huokoskoon pienentyessä systeemin huokoisuuden säilyessä vakiona. Ominaispinta-ala voidaan määrittää Brunauer-Ellet-Tellerin menetelmällä (Ranta 1981), jossa adsorptioisotermi määritetään typpikaasulle. VTT:n polttoainetekniikan laboratorio määrittää mm. aktiivihiiilen tuhkapitoisuuden, tilavuuspainon ja ominaispinta-alan annetulle hiilinäytteelle. Eri hiilillä huokosjakauma ja ominaispinta-ala vaihtelevat ja siksi on tärkeää löytää sopiva hiili kyseessä olevaan sovellukseen.

3.3 Hiililaadut

Käsiteltävässä vedessä olevien adsorboituvien ja biologisesti hajoavien aineiden yksiselitteinen kuvaaminen on mahdollonta. Kun lisäksi puhdistettavan veden laatu vaihtelee mm. vuodenaikojen mukaan, sopivimman aktiivihiiilen valinta on vaikea tehtävä. Kulloiseenkin prosessisovellukseen parhaiten sopiva hiili on aina valittava yksilöllisesti. Tämä edellyttää usein eri hiililaatujen vertailua puhdistettavalla vedellä pilot-suodattimissa. Mm. kloorifenolipitoisten pohjavesien puhdistamisessa kookospähkinäpohjainen hiili osoittautui tehokkaimmaksi. Kilo aktiivihiiiltä adsorboi 200 g kloorifenolia (Ettala ja Koskela 1992). Pintavesien puhdistuksessa taas kivihiilipohjaiset hiilet ovat paikoin osoittautuneet tehokkaammiksi kuin kookospähkinäpohjaiset. Yleisimmin vesilaitoksilla käytössä olevat hiilet ovat siis kookospähkinä- tai kivihiilipohjaisia. Ohessa on koottu

¹ Surface area, N_2 , BET-method

markkinoilla olevien eri hiilien tärkeimmät ominaisuudet maahantuojan ilmoittamien tietojen perusteella (Taulukko 2). Valmistajien eri hiilityypeistä on valittu vedenkäsittelyyn soveltuvimmat. Merkintä "-" tarkoittaa, että k.o. arvo ei ole saatavilla maahantuojalta. Tähän saakka suosituimpia hiiliä vesilaitossovelluksissa ovat olleet Filtrasorb 200 ja Aquasorb BG-09.

Taulukko 2. Eri hiililaatujen ominaisuuksia maahantuojan ilmoituksen mukaan

Ominaisuus (yksikkö)	Norit Row 0,8 Supra/ PK 1-3	Norit Darco GTS 8x30/ 12x40	Aquasorb BG-09/ BG-09 SUPER	Aquasorb CH/ CF/ CS/ CX	Silcarbon S835 8x30/ K835 12x40
Maahantuoja	Bang & Bonsomer	Bang & Bonsomer	Nabtek	Nabtek	Silcarbon
Valmistusaine	- /turve	kivihiili	kivihiili	kookos- pähkinä	kivihiili/ kookos- pähkinä
Jodiluku (mg/l)	1100/800	950	900/1000	-	950/1000
Mettyylisiiniluku	-	-	-	-	210/ -
Tilavuuspaino (g/l)	380/260	480	420/400	550-480	500
Hardness-luku (%)	94/80	-	-	-	-
Tasaisuusluku	-	-	-	-	-
Tuhkapitoisuus(%)	8/7	0,3	-	-	8/ -
Huokostilavuus (cm ³ /g)	1,0/1,2	0,8	-	-	0,9/ -
Pinta-ala (m ² /g)	-	1050	950/1050	900-1200	1300/1050

Ominaisuus (yksikkö)	KI3545/ KI4050/ KI5060	Filtra- sorb F200 12 x 40	Filtra- sorb F300 8 x 30	Filtra- sorb F400 12 x 40	Carbon Link FY5 14 x 40
Maahantuoja	Nodule	J. Haarla	J. Haarla	J. Haarla	Deltakem
Valmistusaine	kookos- pähkinä	kivihiili	kivihiili	kivihiili	kookos- pähkinä
Jodiluku (mg/l)	-	850	950	1050	1100
Mettyylisiiniluku	-	200	230	260	-
Tilavuuspaino (g/l)	550/540/ 510	<600	<560	440-540	490
Abrasion-luku (%)	-	75	75	75	-
Tasaisuusluku	-	2,0	1,8	2,0	-
Tuhkapitoisuus(%)	2-3	-	<10	<10	2
Huokostilavuus (cm ³ /g)	-	-	-	-	0,65
Pinta-ala (m ² /g)	900-1200	900	1000	1100	1150

3.4 Reaktivointi

3.4.1 Yleistä

Aktiivihiilen reaktivointi on adsorboituneiden ainesten poistamista hiilestä tarkoituksena palauttaa hiilen alkuperäinen adsorptiokapasiteetti. Hiilen ominaisuudet pyritään palauttamaan alkuperäisiksi siten, että huokosrakenne muuttuu mahdollisimman vähän. Reaktivointi voidaan suorittaa kemiallisesti, biologisesti, fysikaalisesti tai termisesti. Reaktivointi on kallein vaihe hiilen käytössä (Adams ja Clark 1989). Reaktivoinnista voidaan käyttää myös ilmaisuja elvytys tai regenerointi. Joissain julkaisuissa reaktivointi rajataan käsittämään vain termisen reaktivoinnin, mutta tässä yhteydessä termiä käytetään koko ajan laajemmassa merkityksessään.

Reaktivoinnin onnistumista voidaan seurata mm. tiheyden avulla. Kun tilavuuspaino reaktivoinnissa ei muutu, voidaan myös huokosjakauman olettaa säilyneen. Mikäli tilavuuspaino reaktivoinnin jälkeen on suurempi, mikrohuokosten määrä on vähentynyt (jodiluku pienenee), koska kaikki hiillos ei ole poistunut huokosista. Kun taas tilavuuspaino reaktivoinnin jälkeen on pienempi, mikrohuokosten määrä on säilynyt (jodiluku sama), mutta mesohuokosten määrä lisääntynyt. Kun mesohuokosten määrä kasvaa, aktiivihiilen kapasiteetti suurten molekyylien poistamiseen kasvaa. Jos tilavuuspaino reaktivoinnissa pienenee huomattavasti, oletettavasti myös mikrohuokosten määrä ja ominaispinta-ala ovat pienentyneet. Epäorgaaniset aineet suurissa huokosissa saattavat aiheuttaa virhearvion ja siksi adsorboitaessa epäorgaanisia aineita aktiivihiileen tulisi reaktivoinnin onnistumista seurattaessa tiheyden lisäksi määrittää adsorptiokapasiteetti (Waer ym. 1992).

Hiilen reaktivointiväli riippuu käsiteltävästä vedestä ja laatutavoitteista. Hajun ja maun poistoon käytettävällä hiilellä se on 0,5 - 5 vuotta (Graese ym. 1987). Kun reak-

tivointiväli on lyhyempi, reaktiivointilaitoksen sijoittaminen puhdistamoalueelle tulee harkittavaksi vesilaitoksen koosta riippuen.

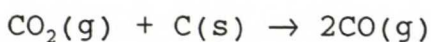
3.4.2 Terminen reaktiivointi

Terminen reaktiivointi on yleisin menetelmä aktiivihiiilen elvytyksessä. Sen etuja ovat lähes täydellinen adsorptiokapasiteetin palautuminen sekä hiilen sterilisoituminen, joten se on hygienisesti luotettava. Menetelmänä se on kallis ja vaatii paljon energiaa. Prosessista aiheutuu lisäksi hiilihäviöitä, jotka ovat kuljetuksen ja reaktiivoinnin aikana yhteensä n. 9-19 % (Koffsky ja Lykins Jr. 1990, Demarco ym. 1983). Suomessa reaktiivoinnin jälkeen lisättävän ns. make-up hiilen osuus on ollut n. 10 %.

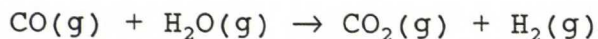
Terminen reaktiivointiprosessin vaiheet ovat: (Van Vliet 1985):

1. Kuivaus alle 200 °C:ssa, jolloin poistuu 40-50 % vedestä.
2. Haihtuvien adsorbaattien haihduttaminen ja pysymättömien adsorbaattien hajottaminen haihtuviksi fragmenteiksi 200-500 °C:ssa.
3. Haihtumattomien adsorbaattien ja fragmenttien pyrolyysi 500-700 °C:ssa, jolloin hiilen pinnalle syntyy hiililos.
4. Hiililoksen hapetus höyryä tai hiilidioksidia käyttäen yli 700 °C:ssa.

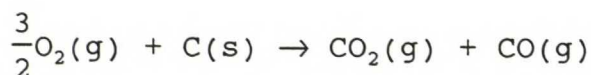
Vesihöyry ja hiilidioksidi reagoivat hapetuksessa seuraavasti:



Tämän jälkeen hiilimonoksidi voi reagoida vesihöyryn kanssa:



Reaktio on endoterminen ja siten helppo kontrolloida toisin kuin hiilen reaktio hapen kanssa:



Hapen läsnäoloa tulisi välttää normaalissa reaktiivoinnissa, koska se muuttaa huokosjakaumaa ja lisää hiilihäviöitä.

Reaktivoimistuotteen laatuun vaikuttavat mm. hapettava kaasu, hapetus aika ja -lämpötila, adsorbaatin määrä ja laatu, akkumuloituneen epäorgaanisen aineen määrä ja laatu sekä aktiivihiilen laatu.

Höyryn virtausta säätämällä voidaan kontrolloida reaktivoitumista, mutta hiilidioksidin määrän muutoksilla ei ole juurikaan merkitystä reaktivoitumiseen (Waer ja Snoeyink 1994). Optimilämpötila ja reaktiivisuus riippuvat käytetystä aktiivihiilestä. Reaktiivisemmat ruskohiili- ja puupohjaiset hiilet pitäisi reaktivoida matalammassa lämpötilassa kuin kivihiilestä tehdyt (Waer ym. 1992). Lämpötilan ei tulisi olla kuitenkaan yli 850 °C, koska rakenteesta tulee tällöin grafitoituneempi (Van Vliet 1985) ja hiilihäviöt ovat suuremmat (Cairo ym. 1982). Suurihuokoiset hiilet reaktivoituvat yleensä matalammassa lämpötilassa kuin pienihuokoiset, koska adsorbaattien desorboituminen ja hapettimien tunkeutuminen hiilijäännöksen pinnalle on helpompaa (Juhola 1970).

Epäorgaaniset aineet saattavat toimia reaktiivoinnissa katalyyttisesti ja vaikuttaa tuhkan muodostumiseen. Esimerkiksi kalsium katalyyttinä lisää reaktiopaikkojen määrää ja hiilihäviöitä. Tällöin myös mikrohuokosten määrä ja ominaispinta-ala pienenevät, kun taas makrohuokosten määrä kasvaa (Cannon ym. 1993, Knappe ym. 1992). Hallitsemattoman katalyyttisen vaikutuksen vuoksi on suositeltavaa käyttää reaktiivoinnissa katalyyttinä kalsiumia sisältäviä aineita.

lysaation ehkäisemiseksi voidaan happopesulla (HCl) ennen reaktiivointia saada irtoamaan suurin osa adsorboituneista metalleista, joskaan se ei ole suositeltavaa kalsiumpitoisuuden ollessa alle 2 % (Cannon ym. 1993).

Aktiivihiilen huokosjakauma muuttuu reaktiivoinnin aikana. Mikrohuokosten määrä vähenee ja suurempien määrä kasvaa reaktiivointiolosuhteista riippuen. Kuljetuksen ja reaktiivoinnin aikana hiilirakeiden partikkelikoko pienenee ja kovuus heikkenee. Rakeiden pieneneminen vaikuttaa suodattimen hydraulisiin ominaisuuksiin mm. siten, että suodatinpohjan suuttimien tukkeutumisvaara suurenee ja suodatinvastus kasvaa.

Aktiivihiilen adsorptio-ominaisuuksien heikkeneminen reaktiivointikertojen myötä riippuu siis mm. reaktiivointiolosuhteista ja käytetystä hiilestä. Kun hiilen adsorptio-ominaisuudet ovat heikentyneet liiaksi, ei hiiltä kannata enää reaktivoida, vaan hiili on uusittava. Samalla hiilellä suoritettavien reaktiivointikierrosten määrän selvittäminen on vaikeaa. Turun vesilaitoksella ollaan nyt uusimassa kahdeksan vuotta käytössä olleita hiiliä kolmen reaktiivointikerran jälkeen.

Yleisimmät uunityypit ovat pyörivä-, monikerros-, leijupeti- ja infrapunauuni. Monikerrosuuni (multiple hearth furnace) on yleisin käytössä oleva tyyppi, mutta uusista rakennettavista reaktiivointilaitoksista suurin osa käyttää leijupetiuunia (fluidized bed). Nykyaikainen reaktiivointilaitos käsittää lisäksi jälkipolttimen, jossa 750-1000 °C:ssa poltetaan ne orgaaniset aineet, jotka reaktiivoinnissa ovat haihtuneet, mutteivät palaneet. Tämän jälkeen palokaasut vielä puhdistetaan.

Reaktiivointiprosessissa syntyvien ilmansaasteiden kontrollointi on välttämätöntä. Jälkipolttimella ja ilmanpuhdistimella varustetuissa järjestelmissä ilmaan pääsevien dioksiinien ja furaanien määrät eivät aiheuta vaaraa ympäris-

tölle. Kloorin lisäys ennen aktiivihiihliuodatukselta lisää dioksiinien määrää reaktiivoinnissa, vaikka silloinkin asianmukaisessa laitoksessa päästöt eivät aiheuta riskiä ympäristölle (DeMarco ym. 1988). Mikäli käytetään ulkopuolista reaktiivoimislaitosta on varmistuttava, että laitokselle palautettava hiili on peräisin ainoastaan vesilaitokselta.

Suomessa on aloitettu v. 1991 aktiivihiihlien reaktiivointi Vierumäellä, jossa mm. Espoon, Paraisten, Turun, Rauman ja Pietarsaaren vesilaitokset sekä Kokkolan Outokummun tehtaot reaktivoivat tällä hetkellä käyttämänsä aktiivihiihlien. Terminen reaktiivointi suoritetaan mekaanisella hiihlien siirrolla varustetussa leijupetiuunissa, jonka kapasiteetti on 200-300 kg/h ja lämpötila 850 °C. Tämä Silcarbon Finland Oy:n reaktiivointilaitos on varustettu savukaasujen jälkipolttimella (850 °C) ja pesurilla, jotka estävät vahingollisten ilmansaasteiden pääsyn ympäristöön. Laitos käsittelee tällä hetkellä n. 400-500 tn aktiivihiihliä vuodessa, kun sen kapasiteetti olisi noin kaksinkertainen.

Riihimäellä sijaitseva ongelmajätelaitos Ekokem Oy on rakentamassa aktiivihiihlien reaktiivointilaitosta jätteenpolttolaitoksensa yhteyteen. Vuoteen 1995 mennessä käyttöön otettavassa infrapunauunissa voidaan käyttää jo olemassa olevia savukaasujen puhdistuslaitteita. Näin perustettavan reaktiivointilaitoksen rakentamiskustannuksia voidaan pitää riittävän alhaisina, jotta laitos toimisi kannattavasti. Laitokseen tulevan infrapunauunin etuna on mm. lyhyt lämmitys aika (n. 1/2 h), joka mahdollistaa työskentelyn yhdessäkin vuorossa. Uunin kapasiteetiksi tulee n. 150 kg/h.

Suomen vesilaitosten aktiivihiihliä on reaktivoitu tähän mennessä Vierumäen lisäksi Göteborgin vesilaitoksen reaktiivointiuunissa sekä Chemviron Oy:n reaktiivointilaitoksella Belgian Feluyessä. Myös Neste Oy:llä on Porvoossa Sköldvikin öljynjalostamon yhteydessä reaktiivointilaitos, jossa se elvyttää öljypitoisten jätevesien puhdistuksessa käyttä-

mänsä aktiivihiiilen. Neste ei ole kiinnostunut ottamaan vesilaitoskäytössä olleita hiiliä monikerrosuuniinsa (kapasiteetti 125 kg/h) mm. omassa prosessissaan puhdistamansa aineen luonteen vuoksi.

Aktiivihiiilen käyttö Suomen vesilaitoksilla on laajentunut viime vuosina rannikkokaupungeista sisämaahan. Ongelmallisten jokivesien puhdistuksen lisäksi myös järvisuomen pintavesien viimeistelyyn on alettu käyttää aktiivihiiiltä. Hankintakustannuksiltaan kalliin aktiivihiiilen reaktivoinnilla voidaan säästää uusimiseen verrattuna. Nykyisellään reaktiointilaitosten kapasiteetti on vähintäänkin riittävä vesilaitosten tarpeita ajatellen, joskin kilpailu hiilen reaktivoinnista saattaa alentaa vesilaitosten reaktiointikustannuksia. Nykyisellään kotimaan hinnat on sovitettu alittamaan ulkomaisen reaktivoinnin ja merirahdin aiheuttamat yhteiskustannukset.

3.4.3 Muut menetelmät

Kemiallinen reaktiointi suoritetaan kemikaaleilla ja höyryllä. Kemikaalille annetaan 1-1,5 tunnin kontaktiaika, jonka jälkeen se pestään pois höyryllä. Kemikaali voi olla uuttava, hapettava, pH:ta muuttava tai höyryttävä. Menetelmällä voidaan tehokkaasti poistaa aktiivihiiilen adsorboituneita hajua ja makua aiheuttavia komponentteja sekä liukoista orgaanista ainetta (Newcombe ja Drikas 1993). Reaktiointi voidaan suorittaa suodattimissa ja hiilihäviöt ovat pienet. Kemiallista reaktiointia ei käytetä yleensä juomaveden puhdistuksessa, koska mm. kemikaalijäämät käsitellyssä vedessä ovat mahdollisia ja reaktivoituminen ei ole täydellistä.

Biologinen aktiivisuus hiilen pinnalla voi pidentää suodattimen käyttöikää. Tällöin suotimeen kehittyy mikrobikanta, joka kiinnittyy aktiivihiiilen huokosiin ja käyttää ravintonaan hiilen adsorboimaa orgaanista ainesta (Kantanen 1982).

Tapahtumaa, josta käytetään myös nimitystä biologinen reaktivoituminen, käsitellään tarkemmin kohdassa 4.5. Biologinen toiminta. Mm. dikloorimetaanilla kyllästetty hiili voidaan reaktivoida biologisesti hapettamalla tehokkaasti ja saasteettomasti (Holst ym. 1991). Fysikaalinen reaktivointi suoritetaan säteilyttämällä.

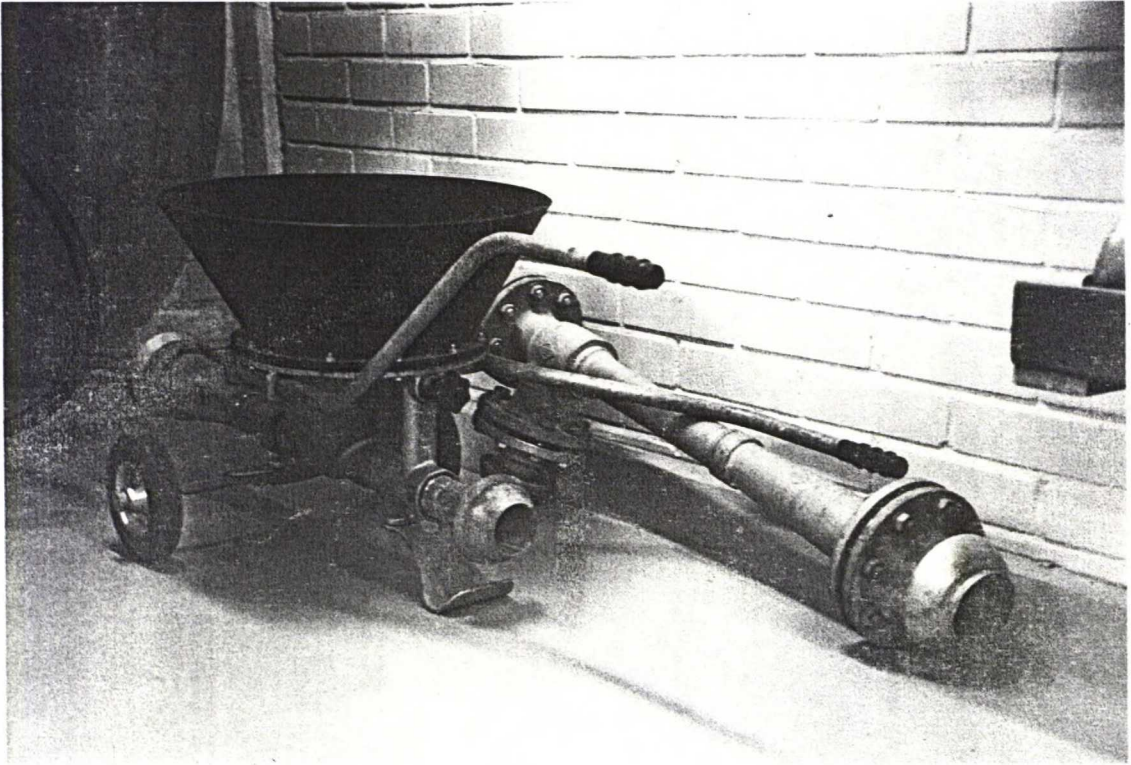
3.5 Hiilen siirto

Aktiivihiihen siirto suodattimien ja reaktiivointilaitoksen välillä muodostaa merkittävän kustannus- ja työmenekin. Tavallisimmin hiili siirretään vesiejektorilla suodattimelta siirtolavoille tai kontteihin, joilla se kuljetetaan erilliselle reaktiivointilaitokselle elvytettäväksi. Palautus tapahtuu irto- tai säkkitavarana ja vesilaitoksella jälleen vesiejektorilla suodattimiin (Kuva 7).

Aktiivihiihisiuodatin voidaan tyhjentää ylä- tai alakautta. Hiekkasuodattimesta aktiivihiihisiuodattimeksi muutettu alulas joudutaan useimmiten tyhjentämään yläkautta imemällä, mutta uudet aktiivihiihisiuodattimiksi suunnitellut altaat on varustettu alapuolisilla tyhjennysventtiileillä. Molemmissa järjestelyissä siirto tapahtuu hiilen korrodoivan luonteen ja mekaanisen kulutuksen vuoksi kumiletkujen avulla siirtolavalle tai konttiin, josta vesi erotetaan valutamalla suodatinkankaan läpi ja imemällä yläkautta.

Hiilen kuljetuksessa käytetään merikonteista valmistettuja avokontteja tai siirtolavoja. Kontit on varustettu vesilaitokselle sopivin tyhjennysventtiilein ja ne ovat vesilaitoskohtaisia. Siirtolavat ovat kontteja kevyempi vaihtoehto eikä vesilaitoksella tarvita omia lavoja. Ellei lavoja varusteta kiinteillä tyhjennys- ja täyttöventtiileillä, työvoimatarve on suurempi. Merikonteissa kuljetettava hiilimäärä on pienempi kuin siirtolavoilla, koska kontin omapaino on suuri. Konttien etuna on mahdollisuus merikuljetuksiin ulkomaista reaktiivointia varten. Hiilen kuljetus

talvikautena on ongelmallista, koska hiili on märkää vesilaitokselta reaktivointiin kuljetettaessa ja jäätymisvaara on suuri. Tämän vuoksi käytännössä hiiliä ei kuljeteta reaktivoitavaksi pakkaskautena.



Kuva 7. Siirrettävä vesiejektori

Reaktiivoinnin jälkeen kuiva hiili pakataan suursäkkeihin tai kuljetetaan irtotavarana vesilaitokselle. Suursäkkejä käyttävät vesilaitokset nostavat trukilla säkin vesiejektorin päälle, josta hiili valutetaan ejektoriin. Irtotavara siirretään niinikään vesiejektoria käyttäen takaisin suodattimeen. Kuivan hiilen siirto suodattimiin voidaan järjestää myös kuivapumppauksena. Täytettäessä suodatinta on tärkeää ylläpitää kevyttä vastavirtahuuhtelua suodatinpohjan suuttimien tukkeutumisen ehkäisemiseksi. Huuhtelemalla hiili saadaan myös poistettua käsittelyn aikana syntynyt hiilipöly.

4. Suodatus

4.1 Orgaanisen aineen poisto

4.1.1 Yleistä

Tärkein asia pintavesien puhdistuksessa on Suomessa raakaveden sisältämien orgaanisten yhdisteiden (TOC) mahdollisimman tehokas poistaminen, koska kloori reagoi niiden kanssa muodostaen organoklooriyhdisteitä (Kiuru 1991). Orgaanisen aineen poistaminen käsiteltävästä vedestä on tärkeää myös, koska se mahdollistaa haitallisen mikrobikasvun käsittelylaitoksen prosesseissa ja vedenjakeluverkostossa. Bakteerikasvusto jakeluverkostossa nopeuttaa putkistojen korroosiota, tuottaa käsiteltyyn veteen haju-, maku- ja värvirheitä sekä lisää tarvittavaa klooriannostusta (Bouwer ja Crowe 1988).

Aktiivihiiლისuodattimessa käsiteltävän orgaanisen aineen määrää voidaan vähentää edeltävillä yksikköoperaatioilla kuten koaguloinnilla, laskeutuksella ja suodatuksella. Orgaanisen aineen määrä tulisi saada aktiivihiiლისuodatusta edeltävällä prosessilla mahdollisimman pieneksi, jotta hiilen käyttö olisi taloudellista (Randte ja Jepsen 1981). Koagulointi parantaa myös orgaanisen aineen adsorboituvuutta, koska sen kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet muuttuvat (Harrington ja DiGiano 1989). Edeltävä käsittelyprosessi vaikuttaa myös käsiteltävän veden pH-arvoon. Sen vaikutus adsorptioon on käsitelty edellä kappaleessa 2.2.

Aktiivihiiლისiadsorptiota käytetään vedenpuhdistuksessa poistamaan makua, hajua, väriä, mutageenisuutta, pieniä orgaanisia ainemääriä ja myrkyllisyyttä, kuten sinilevätoksiineja. Muita vedenkäsittelyn tehostamismenetelmiä ovat mm. jauhemaisen aktiivihiiლის käyttö (PAC), hapetus, stripaus, hidassuodatus, muut adsorbentit, käänteisosmoosi ja perinteisen käsittelyn toiminnan optimointi (Oxendorf ja Lykins Jr. 1991). Muita adsorbentteja ovat ioninvaihtohart-

sit, synteettiset hiiliadsorbentit ja polymeeriset adsorbentit (Weber Jr. ja Van Vliet 1981).

Sosiaali- ja terveysministeriö on asettanut orgaaniselle kokonaishiilelle (TOC) tavoitearvon 3,5 mg/l, joka tiukkeni vuonna 1994 arvoon 2,0 mg/l. Aktiivihielellä voidaan poistaa pieniä orgaanisia ainemääriä vedestä. Aktiivihieilen teoreettinen adsorptiokapasiteetti orgaaniselle hiilelle on n. 25 kgTOC/m³GAC (Fløgstad ja Brattemø 1986). Orgaanisen hieilen poistoon vaikuttavista tekijöistä käsitellään seuraavissa kappaleissa suodattimen mitoitusominaisuudet, huuhtelu, biologinen toiminta ja otsonointi.

4.1.2 Desinfektion sivutuotteet

Desinfektioinnissa kloori reagoi vedessä olevan orgaanisen aineen kanssa muodostaen trihalometaaneja ja muita halogeenisia sivutuotteita. Desinfektion sivutuotteista¹ trihalometaanien määrää kontrolloidaan eniten. Trihalometaaneista kloroformia on esiintynyt yleisimmin ja se on ollutkin suurimman huomion kohteena, mm. koska sen esiintymistä on helppo seurata. Monia desinfektion sivutuotteita epäillään karsinogeenisiksi tai mutageenisiksi ja ne ovat myrkyllisiä korkeakonsentraatioisina (Bouwer ja Crowe 1988). Desinfektion sivutuotteiden määrää voidaan rajoittaa aktiivihieilen avulla. Usein tapahtuvan reaktiivoinnin avulla adsorptiolla voidaan poistaa jopa 90 % desinfektion sivutuotteista, pelkällä biologisella toiminnalla vain 20 % (Carlson ym. 1994).

Trihalometaaneja ovat kloroformi (CHCl₃), dibromikloorimetaani (CHCl₂Br₂), bromidikloorimetaani (CHCl₂Br) ja bromoformi (CHBr₃). Trihalometaanit adsorboituvat osittain, tehokkaimmin bromipitoiset, heikoimmin kloroformi (Isoaho ja Valve 1986). Orgaanisten bromiyhdisteiden määrä ei edellytä säännöllisiä seurantamäärittäyksiä paitsi alueilla, joiden

¹D-DBP, Disinfectants-Disinfection By-products

vedessä esiintyy runsaasti bromideja. Aktiivihiiiltä käytävien laitosten puhdistamassa vedessä ainoastaan Paraisilla dibromikloorimetaanin ja bromoformin pitoisuudet ovat poikkeuksellisen korkeita, joskin nämäkin jäävät alle WHO:n ohjearvopitoisuuksien (Hiisvirta ja Sauri 1994).

Trihalometaanien esiasteiden määrä on yleensä suhteessa orgaanisen hiilen kokonaismäärään (Lykins Jr. ym. 1988). Esiasteiden poistumisen tehokkuus aktiivihiiლისuodatuksessa riippuu mm. siitä, onko vesi otsonoitu ennen suodatusta ja onko suodattimella biologista aktiviteettia. Usein trihalometaanien poisto aktiivihiiლის avulla rajoittaa samalla muiden desinfektion sivutuotteiden määrää verkostossa (McGuire ym. 1991).

Orgaaniset klooriyhdisteet taas adsorboituvat seuraavassa järjestyksessä: tetrakloorietyleni, trikloorietyleni, trans-1,2-dikloorietyleni, 1,1-dikloorietaani, hiilitetrakloridi, 1,1,1-trikloorietaani, kloroformi s.e. viimeinen on heikoiten adsorboituva. Nämä haihtuvat orgaaniset kemikaalit (VOC) voidaan poistaa vedestä aktiivihiiლის avulla joko adsorboimalla vedestä tai strippaustornin poistokasuista (Clark ja Adams 1991). Orgaanisen aineksen läsnäolo vähentää merkittävästi adsorptiokapasiteettia orgaanisille klooriyhdisteille. Erityisesti pilaantuneita pohjavesiä käsiteltäessä orgaanisen aineen kilpailu adsorptiopaikoista aiheuttaa heikomman puhdistustuloksen. (Lykins Jr. ym. 1988, Summers ym. 1989, Urano ym. 1991, Qi ym. 1992).

4.1.3 Humus

Suomen pintavesien sisältämän humuksen luonne on erilainen kuin Euroopassa aktiivihiiლისellä poistettavan orgaanisen aineen. Humus muodostuu humushapoista, fulvohapoista ja humiineista. Humushapot ovat emäkseen liukeneva osa humuksesta, kun taas fulvohapot liukenevat sekä happoon että emäkseen. Humiinit ovat humuksen uuttumaton fraktio. Humushapot

adsorboituvat paremmin kuin fulvohapot (Berger ja Kaukonen 1984).

Humushapot vähentävät hiilen kapasiteettia kilpailevan adsorption ja kompleksisoitumisen takia (Pirbazari ym. 1992). Humusaineiden pienimolekyylliset osat adsorboituvat paremmin kuin suurimolekyylliset, koska adsorboituvien humuspartikkelien koko korreloi aktiivihiihen huokosten koon kanssa (Lee ym. 1981). pH:n alentaminen parantaa fulvohappojen adsorboitumista, koska silloin vedessä on enemmän happipitoisia toiminnallisia ryhmiä.

Humuksen adsorboituminen riippuu molekyylien koosta. Molekyyllipainoltaan pienet fulvohapot adsorboituvat paremmin kuin suuret, koska suurten molekyylien tunkeutuminen aktiivihiihen pieniin huokosiin on hankalaa. Tämä on myös syy adsorptiokapasiteetin nopeaan loppumiseen humusta poistettaessa. Aktiivihiihisiuodatusta edeltävällä otsonoinnilla voidaan pilkkoa humusmolekyyliä helpommin adsorboituviksi, mutta taloudellisen aktiivihiihisiuodatuksen toteuttamiseksi tulisi poistaa mahdollisimman paljon orgaanista ainetta ennen adsorptiosuodatinta.

4.1.4 Hajua ja makua aiheuttavat komponentit

Juomavedessä esiintyvät varsinaiset haju- ja makuhaitat johtuvat tavallisimmin vesistöön joutuneista jätevesistä, torjunta-aineista, kemikaaleista tai polttoaineista sekä vesistössä tapahtuvista eliötoiminnoista, kuten leväkasvusta ja vedenkäsittelyn aiheuttamista muutoksista. Teollisuuden jätevesien sisältämät fenolit muodostavat kloorin kanssa kloorifenoleja, jotka maistuvat jo hyvin pieninä konsentraatioina. Geosmiini ja metyyli-isoborneoli (MIB) aiheuttavat veteen maa- ja homemaisen aromin. (Roponen 1983)

Sosiaali- ja terveysministeriön määrittämissä talousveden laatuvaatimuksissa edellytetään, ettei juomavedessä saa olla selvää vierasta hajua tai makua. Hajun ja maun määrittä-

miseen käytetään yleensä aistinvaraisia menetelmiä. Veden organoleptinen laatu ilmoitetaan ns. kynnyslukuna¹. Se ilmoittaa kuinka paljon tutkittavaa vettä pitää laimentaa, jotta haju saadaan juuri ja juuri häviämään (Standard Methods... 1985). Tunnetut hajua ja makua aiheuttavat yhdisteet voidaan määrittää kaasukromatografi-massaspektrometrisesti.

Aktiivihiihi on tunnetusti erinomainen maun ja hajun poistaja sekä jauhemaisena että rakeisena käytettäessä. Lisäksi sen arvellaan poistavan myös niiden esiasteita. Hajun ja maun poistossa aktiivihiihen iäksi arvioidaan 1-5 vuotta. Ikä riippuu em. ongelmia aiheuttavien tekijöiden esiintymistiheydestä ja intensiteetistä, orgaanisen aineen määrästä sekä käsiteltävän veden laatuvaatimuksista. Hajua ja makua aiheuttavat MIB ja osa geosmiinista hajoavat suodattimella myös biologisesti, vaikka ne ovat voimakkaasti adsorboituvia.

4.1.5 Sinilevät

Sinilevät aiheuttavat ongelmia kesäisin ja syksyisin muodostaessaan massaesiintymiä varsinkin Etelä- ja Keski-Suomen rehevöityneissä järvissä, mutta myös rannikkoalueilla. Kukinnat muodostavat terveydellisen vaaratekijän, koska syanobakteerit voivat tuottaa maksatoksisia peptidejä, hermotoksisia alkaloideja sekä ns. endotoksiineja.

Jos syanobakteerisolut pääsevät kontaminoituneesta raakavesilähteestä vedenpuhdistusprosessiin, vaarana on toksiinien vapautuminen veteen solujen vahingoittuessa tai kuollessa. Perinteinen saostus-selkeytys-pikasuodatus-klooraus prosessi ei kykene poistamaan sinilevätoksiineja. Sinilevätoksiinit voidaan kuitenkin poistaa käsiteltävästä vedestä aktiivihiihilellä. Jauhemaisesti käytettynä suositeltava annos on 20 mg/l. Suurina annoksina käytettynä puhdis-

¹ TON, threshold odor number

tusprosessin toiminta kuitenkin häiriintyy, mikä ilmenee mm. sameuden nousuna.

Aktiivihiihliuodatuksella voidaan poistaa tehokkaasti sinilevätoksiineja edellyttäen, että sitä edeltää kemiallinen käsittely. Kokeissa on saatu mm. maksatoksiinit poistumaan täysin ja hermotoksinen anatoksiini-a lähes täysin. Aktiivihiihliuodattimen säilymisestä toimintakykyisenä sinilevätoksiinien poistossa ei kuitenkaan ole tuloksia. (Keijola ym. 1988, Falconer ym. 1989, Vuori ym. 1991, Lahti ym. 1993)

4.2 Epäorgaanisen aineen poisto

4.2.1 Yleistä

Aktiivihiihli reagoi hapettimien, kuten kloorin, permanganaatin ja hapen, kanssa. Reaktion voimakkuus riippuu veden ja hiilen ominaisuuksista. Aktiivihiihiltä voidaan käyttää tarkoituksellisesti hapettimien poistamiseen käsiteltävästä vedestä.

Monia epäorgaanisia ioneja voidaan adsorboida aktiivihiiheen, mutta hiilen kapasiteetti niiden poistoon on melko pieni. Adsorptiolla voidaan poistaa epäorgaanisista aineista mm. kadmium, kromi, elohopea, kupari ja lyijy. Arsenikki, barium ja fluori adsorboituvat huonosti, tosin fluorin poisto on huomattavasti tehokkaampaa eräitä muita adsorbenttejä käyttäen. (Kuennen ym. 1992, Faust ja Aly 1987)

4.2.2 Aktiivihiihlien reaktiot kloorin kanssa

Aktiivihiihiltä on jo pitkään käytetty vahingossa tai tarkoituksellisesti kloorin poistoon vedestä. Aktiivihiihli ei kuitenkaan adsorboi klooria, vaan toimii katalyyttinä tai alentaa Cl_2 :n valenssia.

Alikloorihapoke ja hypokloriitti reagoivat aktiivihillen kanssa seuraavasti:

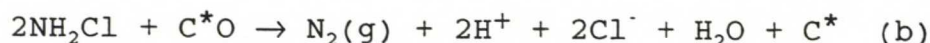


C^* = aktiivihilli

C^*O = hiilen pintaoksidi

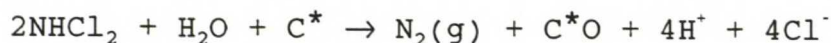
Alikloorihapokkeen reaktio hiilen kanssa on nopeampi kuin hypokloriitin. Korkea lämpötila ja pienempi hiilen raekoko nopeuttavat reaktioita. Ajan myötä reaktiossa syntyvien orgaanisten halogeenien kokonaismäärä (TOX) kasvaa hiilen pinnalla, jolloin niitä voi irrota myös käsitellyn veden joukkoon.

Monoklooriamiini reagoi aktiivihillen kanssa seuraavasti:



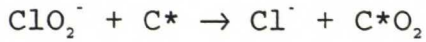
Aktiivihillen reagoidessa monoklooriamiinin kanssa reaktion (a) mukaan, syntyy hiilioksidi, joka voi reagoida taas monoklooriamiinin kanssa reaktivoituen takaisin hiileksi reaktion (b) mukaan. Reaktio on paljon hitaampi kuin vapaan kloorin tai diklooriamiinin reaktiot aktiivihillen kanssa. Koska aktiivihilli toimii vain katalyyttinä, ei suodattimesta lähtevän veden laatu muutu monoklooriamiinin vuoksi.

Diklooriamiini reagoi aktiivihillen kanssa seuraavasti:



Klooridioksidi (ClO_2) poistuu aktiivihillellä adsorption ja pelkistymisen kautta. Koska adsorptiokapasiteetti on nopeasti käytetty, on jälkimmäinen vallitseva (Dixon ja Lee 1991). Klooridioksidi esiintyy emäksisissä olosuhteissa

kloriitti-(ClO_2^-) ja kloraatti-ioneina(ClO_3^-). ClO_2 , ClO_2^- ja ClO_3^- -ioneille hyväksyttävänä määränä verkostossa voidaan pitää 1 mg/l. Kloriitti-ioni reagoi aktiivihiiilellä seuraavasti (Gonce ja Voudrias 1994):



Kloriitin pelkistymistä voidaan parantaa orgaanisen aineen määrää vähentämällä, pH:ta alentamalla, virtausnopeutta ja hiilen partikkelikokoa pienentämällä sekä lämpötilaa nostamalla. Kun läsnä on vapaata klooria, kloriitti hapettuu kloraatiksi. Kloraatti ei reagoi aktiivihiiilen kanssa, mutta adsorboituu lievästi. Tämän vuoksi kloraatti-ionien muodostuminen tulisikin ehkäistä desinfektiomenetelmän optimoinnilla.

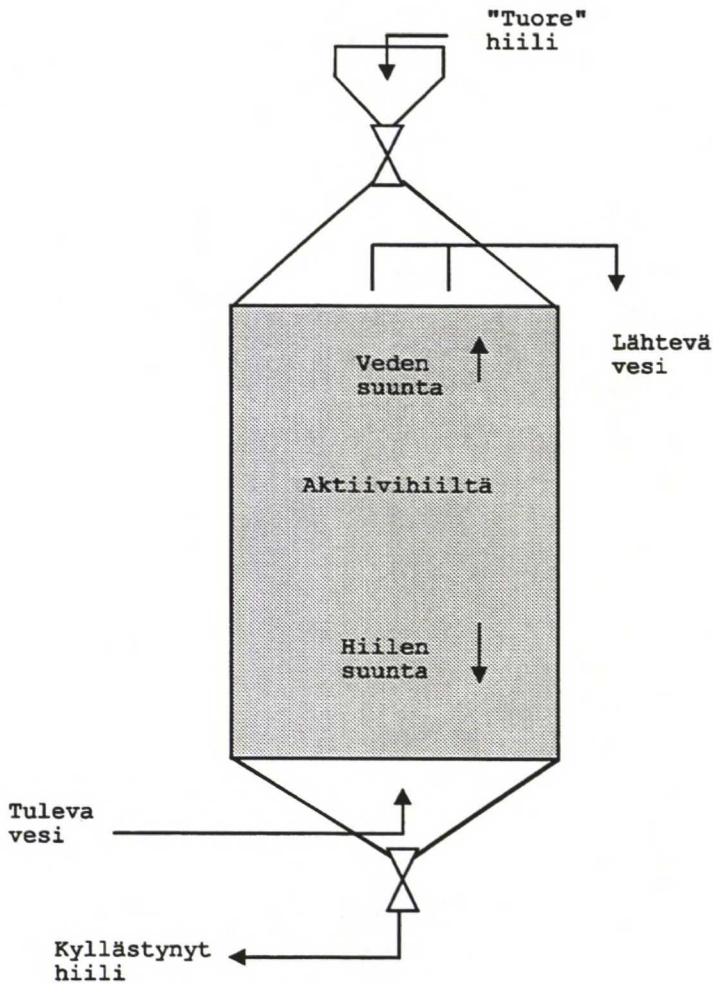
Aktiivihiiili poistaa tehokkaasti klooratun veden mutageenisuutta. Aktiivihiiilen käyttö myös vähentää veden potentiaalia tulla mutageeniseksi kloorauksessa. Ajan myötä tehokkuus kuitenkin vähenee (Lykins Jr. ym. 1987, Tjeder ym. 1989).

4.3 Suodatinjärjestelyt

Aktiivihiiლისuodattimet voidaan jaotella joko virtaussuunnan, paineellisuuden, asettelun tai sijainnin prosessissa suhteen.

Käsiteltävän veden virtaussuunnasta riippuen mukaan suodatin voi olla joko alaspäin tai ylöspäin virtaava. Alaspäin virtaava suodatin on yleisin ja parhaiten talousveden käsittelyyn soveltuva. Ylöspäin virtaava suodatin voi olla pakattu tai laajenevapetinen. Laajenevapetinen suodatin sopii paljon kiintoainesta sisältäville vesille, kun niitä ei tarvitse poistaa tai niiden poistoa varten on erillinen prosessi. Suurempi hiilen käyttömäärä on odotettavissa, koska hiilen sekoittuminen pidentää adsorptiovyöhykettä

(Fox ym. 1990). Muista ylöspäin virtaavista suodatinsovel-
luksista mainittakoon liikkuvapetinen¹ ja LUCA-suodatin².
Liikkuvapetisessä suodattimessa (Kuva 8) käytetty hiili
poistetaan säännöllisesti suodattimen pohjasta ja saman
verran tuoretta hiiltä lisätään suodattimen pinnalle. Jos
suodatin joudutaan huuhtelemaan, hiili sekoittuu ja hyöty-
suhde pienenee. Tällainen järjestely on käytössä mm. Nes-
teen Sköldvikin öljynjalostamolla, jossa jätevedestä pois-
tetaan aromaattisia hiilivetyjä kolmella rinnakkaisella ak-
tiivihiiisuodattimella (á 85 m³). LUCA-suodattimessa taas
poistuvan veden pitoisuuden saavutettua tietyn tason, lisä-
tään päälle uusi kerros aktiivihiiiltä (Munz ym. 1990). Näin
hiilen käyttöikä saadaan lisättyä jopa 50 %:lla.



Kuva 8. Liikkuvapetinen suodatin (USEPA 1973)

¹ Pulsed bed contactor

² LUCA, Layered Upflow Carbon Adsorption

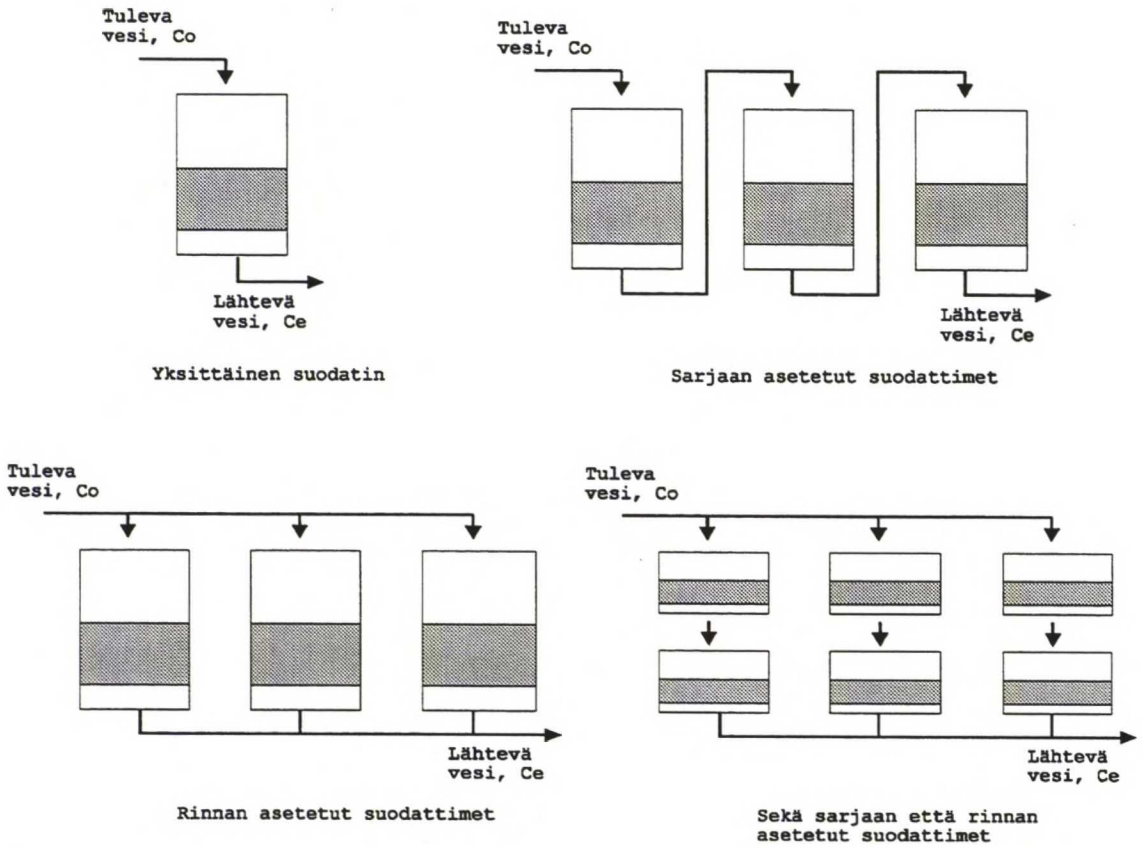
Paineellisuuden mukaan suodatin voi olla joko paine- tai gravitaatiosuodatin. Painesuodatinta voidaan käyttää usealla eri virtaamalla ja esivalmisteisena se voi olla edullisempi ratkaisu kuin paikalla valmistettu gravitaatiosuodatin. Sen toimintaa ei voi seurata visuaalisesti ja paineen muutokset nostavat käyttökustannuksia. Gravitaatiosuodattimessa virtaama on vakio ja sitä on mahdollisuus seurata visuaalisesti. Mm. Kokkolan Outokummun tehtaat käyttävät vedenpuhdistuksessaan kolmea paineellista aktiivihiili-suodatinta rinnan.

Keskinäisen asettelunsa mukaan suodattimet voivat olla yksittäin, sarjassa tai rinnan (Kuva 9). Yksittäisiä suodattimia käytetään pienissä puhdistamoissa huonolla hyötysuhteella, koska hiili on uusittava adsorptiovyöhykkeen saavutettua suodattimen loppupään. Tällöin osa hiilen adsorptiokapasiteetista jää käyttämättä.

Sarjaan asetettujen suodattimien suuremmat putkistokustannukset säästyvät tehokkaammalla hiilen käytöllä. Kun ensimmäinen suodatin on täysin kyllästynyt, sen hiili vaihdetaan ja suodatin siirretään sarjassa viimeiseksi. Tällöin adsorptiovyöhyke ei koskaan saavuta suodattimen loppua, vaan sillä on aina vastassaan tuoretta hiiltä. Sarjaan asetetut suodattimet voivat toimia myös s.e. ensimmäinen on biologinen suodatin ja jälkimmäinen toimii adsorptiolla. Biologisen suodattimen hiiltä ei tarvitse reaktivoida ja adsorptiosuodattimen hiili reaktivoidaan tarvittaessa (Bouwer ja Crowe 1988).

Rinnan asetetuissa suodattimissa lähtevä vesi sekoittuu, jolloin suodattimia voidaan ajaa kauemmin laatuvaatimusten silti toteutuen (Roberts ja Summers 1982). Reaktivointi voidaan suorittaa suodattimilla eriaikaisesti, jolloin lähtevän veden partikkelikonsentraation muutokset pienenevät. Crittenden ym. (1993) mukaan käsiteltävän veden määrä voidaan jopa kaksinkertaistaa, kun suodattimia on rinnan 8 tai enemmän. Kun suodattimet asetetaan sekä rinnan että sarjaan

voidaan yhdistää molempien hyvät puolet ja säästää jopa 35 % reaktiivointikustannuksissa (Sontheimer ja Hubele 1987).



Kuva 9. Suodattimien asettelumahdollisuudet

Sijaintinsa mukaan prosessissa suodatin voi olla joko erillinen hiekkasuodattimen ja mahdollisen otsonoinnin jälkeen tai hiekkasuodattimesta muutettu s.e. hiekka on korvattu aktiivihiilellä kokonaan tai osittain.

Erillinen hiekkasuodattimen jälkeinen aktiivihiilisuodatin¹ on yleisin käytäntö Euroopassa, jossa pyritään poistamaan aktiivihiilellä hajun ja maun lisäksi pieniä orgaanisia ainemääriä. Järjestely on joustava, koska painehäviö ja suodatusominaisuudet eivät määrää tasarakeisuutta ja raekokoa. Yleensä käytetäänkin pienempirakeista 12 x 40 USS aktiivihiiltä. Aktiivihiilisuodatin voidaan sijoittaa omaksi prosessikseen esim. otsonoinnin jälkeen ja valmistaa siten,

¹ Postfilter adsorber

että hiili on helposti vaihdettavissa. Hiilen adsorptiokapasiteetista voidaan hyödyntää enemmän kuin hiekkasuodattimesta korvatussa aktiivihiihli-suodattimessa. Suodattimen huuhtelutarve on pienempi ja adsorptiovyöhykkeiden sekoittuminen voidaan estää paremmin, koska voidaan käyttää myös nopean adsorption mahdollistavaa laajaa partikkelikoko-kaumaa. Biologisen kasvun kontrollointi saattaa aiheuttaa ongelmia ja huuhtelun tarve riippuukin biologisen toiminnan määrästä. Erillisen aktiivihiihli-suodattimen investointikustannukset ovat korkeammat kuin hiekkasuodattimesta muutettuna, mutta ne voidaan säästää takaisin alemmilla käyttökustannuksilla (Graese ym. 1987, Wiesner ym. 1987b). Suomessa erillisiä aktiivihiihli-suodattimia on mm. Maarianhaminan, Pietarsaaren ja Oulun vesilaitoksilla.

Hiekkasuodattimesta muutettu aktiivihiihli-suodatin¹ on yleisin käytäntö Yhdysvalloissa, jossa pyritään poistamaan aktiivihiihliellä makua, hajua ja sameutta (Graese ym. 1987). Kun hiekka korvataan aktiivihiihliellä vain osittain, puhutaan kaksikerrossuodattimesta.

Aktiivihiihlin raekoko (yleensä 8 x 30 USS tai suurempi) vastaa normaalin hiekkasuodattimen raekokoa, mutta on suurempi kuin erillisessä aktiivihiihli-suodattimessa. Partikkelijakauma on laajempi ja tilavuuspaino pienempi kuin mineraalipohjaisen suodatusmateriaalin. Aktiivihiihli toimii adsorption lisäksi myös suodattimena ja on vähintään yhtä tehokas sameuden poistossa kuin perinteinen hiekkasuodatin edellyttäen, että aktiivihiihlin raekoko on alle 0,9 mm. Muuten hyvän suodatustuloksen saamiseksi patjan korkeutta on lisättävä tai käytettävä alla ylimääräistä hiekkapatjaa. Keskimääräinen aktiivihiihli-patjan korkeus USA:ssa on 66 cm (Graese ym. 1987, Hyde ym. 1987).

Kun hiekkasuodattimen materiaali korvataan aktiivihiihliellä, huuhteluväli pitenee. Huuhtelun voimakkuutta on pienennettävä puoleen, koska aktiivihiihli on kevyempää kuin hiekka.

¹ Filter-adsorber

Verrattuna erilliseen aktiivihiihliisuodattimeen huuhtelu on suoritettava useammin, jolloin huuhtelun aiheuttamat hiilihäviöt ovat suuremmat. Huuhtelussa tapahtuvien hiilihäviöiden merkitys on käytännössä kuitenkin pieni. Arvellaan, että pienempi adsorptiokapasiteetti johtuu adsorptiovyöhykkeiden sekoittumisesta pienemmän partikkelijakauman ja useammin tapahtuvan huuhtelun takia. Teknisesti huuhtelujärjestelyt eivät vaadi muutoksia. Suomessa muutamilla vesilaitoksilla huuhtelutehoa on muutostöissä jouduttu nostamaan, koska hiekkasuodattimien huuhteluteho on ollut alunperin alimitoitettu. Kaksikerrossuodattimen huuhtelussa tapahtuu hiekan ja hiilen sekoittumista, joka hankaloittaa hiilen reaktiivointia (Hyde ym. 1987). Mm. Espoon Bodomin vesilaitoksella osa hiekkasuodattimen materiaalista on korvattu aktiivihiihliellä. Reaktiivoinnissa hiekan aiheuttamat ongelmat ovat rajoittuneet siirtoritilän reikien tukkeutumiseen.

Hiekkasuodattimesta muutetun aktiivihiihliisuodattimen investointikustannukset ovat pienemmät kuin erillisillä suodattimilla. Tarvittava lisätila on pienempi. Muutostöissä pitää järjestää hiilen poisto ja metallipintojen korroosiosuojaus. Aktiivihiihliisuodattimen tarvitsema pitempi EBCT saattaa vaatia ylimääräisen suodattimen rakentamisen. Käytökustannukset ovat suuremmat, koska hiileen voidaan adsorboida vähemmän orgaanista ainesta, läpilyönti tapahtuu aikaisemmin ja hiiltä kuluu enemmän. Siksi on tutkittava, kannattaako säästää rakentamiskustannuksissa ja maksaa suurempana hiilen kulutuksena (Hyde ym. 1987, Graese ym. 1987, Bablon ym. 1988). Ratkaisua pidetään perusteltuna, kun TOC:n poistossa riittää alle 40 % reduktio. Heikommin adsorboituvat ainekset mukaanlukien trihalometaanit ja osa liuenneista orgaanisista kemikaaleista eivät poistu tehokkaasti (Wiesner ym. 1987a).

4.4 Huuhtelu

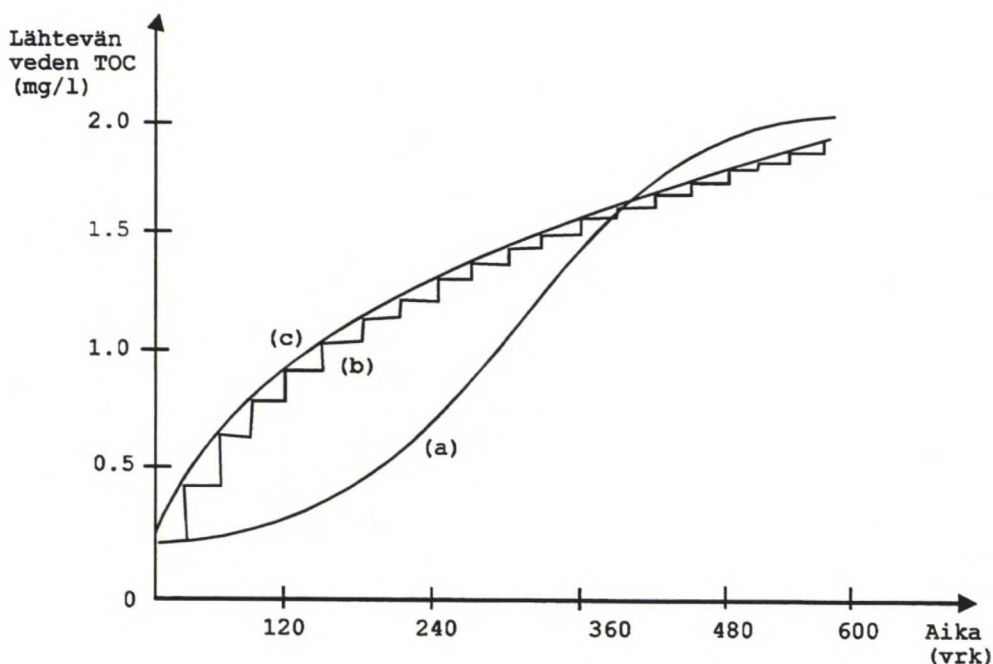
Suodattimen huuhtelu on tarpeen hydraulisten ominaisuuksien säilyttämiseksi, kiintoainesten poistamiseksi ja tarvittaessa biologisen kasvun rajoittamiseksi. Huuhtelujen määrä pitäisi minimoida, koska adsorptiotehokkuus heikkenee adsorptiovyöhykkeen sekoittumisen myötä. Tällöin suodattimen pinnalla ollut adsorboitunut hiili siirtyy pohjalle ja desorptio mahdollistuu. Huuhtelusta saatava etu reaktiivointivälin pidentymisenä riippuu käsiteltävän veden orgaanisen aineen pitoisuudesta (Wiesner ym. 1987b).

Keskimääräinen huuhteluväli Amerikassa on 55 tuntia (Graese ym. 1987). Erillisissä suodattimissa huuhteluväli on tavallisesti yhdestä viikosta yhteen kuukauteen. Erittäin vähän orgaanista ainetta sisältävää vettä puhdistettaessa on mahdollista käyttää syvää painesuodatinta, jota ei tarvitse huuhdella reaktiivointivälin aikana. Gravitaatiosuodatin on aina varustettava huuhtelulla (Wiesner ym. 1987a,b). Aktiivihiihli-suodatusta edeltävän otsonoinnin on havaittu vähentävän huuhtelutarvetta (Pelkonen ja Järvinen 1989). Suomessa käytössä olevien suodattimien huuhteluväli vaihtelee muutamasta päivästä viikkoon.

Suodattimen huuhteluvoimakkuus riippuu käytetyn aktiivihiihlien tiheydestä, suodatinpatjan paksuudesta ja veden lämpötilasta. Huuhteluvoimakkuuden säätöä varten hiilivalmistajat antavat veden lämpötilasta riippuvan huuhtelukäyrän. Käytännössä teho säädetään usein hakemalla arvo, jolla hiilipatjan laajenema on n. 30 %. Huuhtelua aloitettaessa huuhtelutehoa nostetaan vähitellen, jolla estetään koko suodatinpatjan nouseminen huuhtelun alkaessa ja hiilen karkaaminen yläkautta viemäriin.

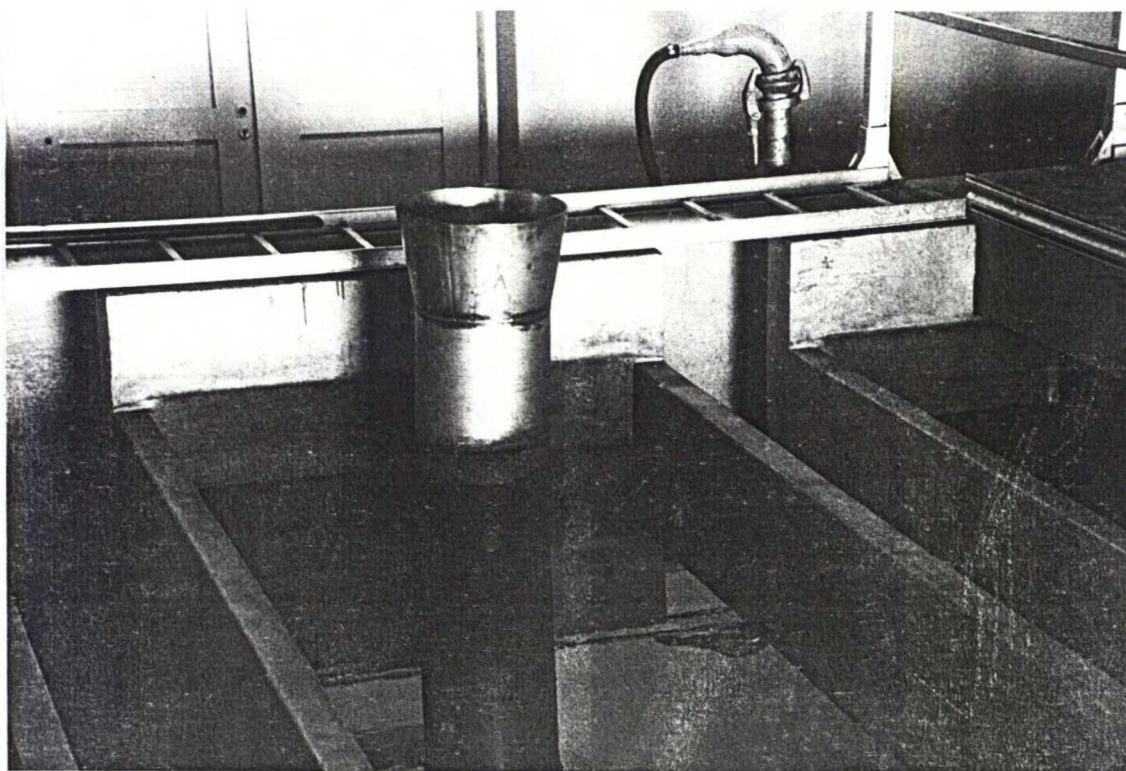
Kuukausittain ja päivittäin huuhdeltavien suodattimien läpäisykäyrät ovat hyvin lähellä toisiaan (Kuva 10). Vertailukäyränä oleva huuhtelematon suodatin esittää ideaalista tilannetta, jossa kuitenkin suodattimen puhdistuskyky suo-

dattimen vanhetessa on jopa huonompi kuin huuhdellun suodattimen. Näyttäisikin, että huuhteleminen ikäänkuin siirtää hiilen adsorptiokapasiteettia suodattimen iän loppupäähän. Kuukausittain pestävässä suodattimessa puhdistuskyky heikkenee hypähdyksittäin jokaisen huuhtelun yhteydessä, jossa adsorptiovyöhyke sekoittuu ja suodattimen loppupäästä desorboituu puhdistettavia partikkeleita veteen. Päivittäin pestävässä suodattimessa adsorptiovyöhyke ei ehdi syntyä. (Wiesner ym. 1987b)



Kuva 10. Aktiivihiilisuodattimen läpäisykäyrät (a) ilman huuhtelua, (b) kuukausittaisella huuhtelulla ja (c) päivittäisellä huuhtelulla (Wiesner ym. 1987a)

Aktiivihiilen tehokas huuhtelu on vaikeampaa kuin hiekan, koska se on kevyempää. Siksi hyvän tuloksen aikaansaamiseksi ilmahuuhtelu on suositeltavaa. Huuhtelun huolellinen suunnittelu on tärkeää myös, jotta voidaan estää mutapallojen muodostuminen. Huuhtelun ei ole havaittu pienentävän hiilen partikkelikokoa vasta kuin useiden vuosien käytön jälkeen (Hyde ym. 1987). Suomessa ilmahuuhtelua ei ole yleisesti käytetty, koska epäillään sen tarpeettomasti kuluttavan hiiltä.



Kuva 11. Aktiivihiilisuodattimen huuhtelun ylivuotoputki

Aktiivihiilipatjaa uusittaessa hiili on kostutettava huolellisesti, jonka jälkeen käsittelyn ja kuljetuksen aikana syntynyt hiilipöly huuhdellaan viemäriin. Jos hiilipöly pääsee suuttimien läpi suodatinpohjan alle, on vaarana vastavirtahuuhtelussa suuttimien tukkeutuminen. Pahimmassa tapauksessa seurauksena on, että huuhteluveden paine nostaa suodatinpohjan ylös (Halme 1989). Tukkeutumisvaaran vuoksi suodattimet voidaan varustaa ylivuotoaukoin (Kuva 11), joista huuhteluvesi purkautuu paineen ylittäessä hyväksytyn arvon.

4.5 Biologinen toiminta

Aktiivihiilisuodatin poistaa orgaanista ainetta vedestä adsorption ja biologisen hajoamisen avulla. Aktiivihiilisuodattimet suunnitellaan usein adsorptiosuodattimiksi, jolloin biologinen toiminta jätetään huomiotta tai sitä pyri-

tään rajoittamaan. Adsorboitaessa orgaanista ainetta hiilen adsorptiokapasiteetti loppuu kuitenkin nopeasti ja hiili pitää reaktivoida usein. Biologisen toiminnan avulla suodattimen käyttöikä voidaan pidentää ja vähentää erityisesti biologisesti hajoavan orgaanisen hiilen (BDOC) määrää käsiteltävässä vedessä. Eräät komponentit voidaan poistaa paremmin biologisesti kuin adsorptiolla. Näitä ovat mm. fenoli, hajua aiheuttavat geosmiini ja metyyli-isoborneoli (MIB) sekä ammoniakki (Bablon ym. 1988). Erityisesti syntetiset orgaaniset aineet (SOC) hajoavat biologisesti (Speitel Jr. ja DiGiano 1987, Speitel ym. 1989).

Biologinen hajoaminen vapauttaa adsorptiopaikkoja muille aineille, jolloin hiilen ikä kasvaa ja käyttökustannukset pienenevät. Pääomakuluissa säästetään, koska suodattimen kokoa voidaan pienentää (DeWaters ja DiGiano 1990). Tiettyissä olosuhteissa biologista suodatinta¹ voidaan käyttää jopa vuosia ilman reaktiivoimista (Servais ym. 1991). Biologista aktiviteettia sisältävässä aktiivihiihli-suodattimessa kehittyy mikrobikanta, joka kiinnittyy aktiivihiihen huokosiin ja käyttää ravintonaan hiilen adsorboimaa orgaanista ainesta.

Bakteerikasvun syntyminen aktiivihiihli-suodattimelle johtuu mm. (Stewart ym. 1990):

1. hiilen adsorptio-ominaisuuksista, jotka lisäävät ravinne- ja happipitoisuutta sekä poistavat desinfektio-aineita
2. hiilipartikkelien huokosista, jotka tarjoavat suojaosan ympäristön veden leikkausvoimia vastaan
3. funktionaalisista ryhmistä hiilen pinnalla, jotka tehostavat mikrobien kiinnittymistä

Aktiivihiihen biologinen reaktivoituminen perustuu oletukseen, että eksoentsymaatit reaktiot aiheuttavat desorption. On myös näyttöjä siitä, että biologinen reaktivoituminen olisi yksinkertaisesti adsorption ja biologisen

¹ BAC, biological activated carbon

hajoamisen kombinaatio. Perinteisemmän näkemyksen mukaan bakteerit ovat liian suuria tunkeutuakseen hiilen mikrohuokosiin. Sen sijaan bakteereista irtoavat entsyymit siirtyvät mikrohuokosiin, jossa ne reagoivat adsorboituneen aineen kanssa. Reaktiotuotteiden heikon adsorboituvuuden takia tapahtuu desorptio, jonka jälkeen irronnut substraatti siirtyy pois mikrohuokosista ja mikrobit voivat hajottaa sen (Xiaojian ym. 1991). Biologista reaktivoitumista on myös mallinnettu ja havaittu, että rajoittavin tekijä on huokosdiffuusion nopeus (Hutchinson ja Robinson 1990).

Biologisesti hajoavien yhdisteiden poistaminen vähentää mikrobikasvun todennäköisyyttä verkostossa (Graese ym. 1987). Biologisesti hajoavan orgaanisen aineen määrää voidaan arvioida biologisen hapenkulutuksen (BOD), pyyhkäisy-elektronimikroskoopilla (SEM) laskettujen bakteerilukujen, assimiloituvan orgaanisen hiilen (AOC), biologisesti hajoavan orgaanisen hiilen (BDOC) ja bakteerien kasvupotentiaalin avulla. Biologisesti hajoava orgaaninen hiili (BDOC) on se osa vedessä olevasta orgaanisesta hiilestä, jota heterotrofiset organismit voivat käyttää hiililähteenään. Assimiloituva orgaaninen hiili (AOC) on se osa BDOC:sta, joka voidaan muuntaa solumassaksi. Bakteerien kasvupotentiaali kuvaa bakteerien todennäköisyyttä lisääntyä käsitellyssä vedessä.

Perinteisesti käytetty biologisen hapenkulutuksen (BOD) määrittäminen ei ole riittävän herkkä, koska juomavedessä esiintyvät hiilikonsentraatiot ovat pieniä. AOC:n määrittäminen antaa paremman kuvan biologisesti hajoavan orgaanisen aineen osuudesta kuin BOD. AOC kuvaa veden potentiaalia ylläpitää bakteerikasvustoa prosessin eri osissa ja verkostossa.

Vähentämällä käsiteltävän veden AOC:tä biologisesti hapettamalla, pienennetään mikrobien määrää jakeluverkostossa. Biologinen suodatus vähentää BDOC:a ja sen seurauksena liukoista orgaanista hiiltä. Kun taas tavoitteena on tarvittavan klooriannoksen määrittäminen, tulisi mitata liukoista

orgaanista hiiltä (DOC) tai BDOC:a (Bouwer ja Crowe 1988, Huck 1990, Servais ym. 1991). Liukoinen orgaaninen hiili (DOC) ja erityisesti sen biologisesti hajoava osa (BDOC) aiheuttaa bakteerien jälleenkasvua verkostossa.

Biologinen aktiivisuus riippuu veden lämpötilasta ollen melko vähäistä alle 12 C°:ssa (Snoeyink 1990), suodattimen käyttöajasta, EBCT:stä, veden koostumuksesta ja huuhteluvälistä (Van der Kooij 1983). Biologinen prosessi on herkkä häiriöille (Hutchinson ja Robinson 1990). Vaihtelut adsorbaatin konsentraatiossa mahdollistavat desorption (Speitel Jr. ja DiGiano 1987). Bakteerien kiinnittyminen aktiivihii-
len pintaan on nopeampaa kuin hiekkasuodattimelle, mutta biologinen toiminta ei ole sen voimakkaampaa (Koch ym. 1991).

Servais ym. (1992) mukaan suodatinpatjan korkeutta lisäämällä jopa kolmeen metriin ja samanaikaisesti virtausnopeutta suurentamalla jopa 18 m/h:iin saataisiin yhtä tehokas biologinen toiminta kuin metrin syvyisessä suodattimessa virtausnopeudella 6 m/h. Tämän perusteella voitaisiin vähentää suodattimien lukumäärää ja säästää tilakustannuksia. Samojen kokeiden mukaan myös käsiteltävän veden lämpötilan lasku +20°C:sta +8°C:een vaatii kaksinkertaisen EBCT:n, jotta suodattimen biologinen puhdistusteho säilyisi samana.

Aktiivihiiლისuodattimella elävät mikrobit voivat sisältää hygieenisiä indikaattoreita, desinfektiolle resistentteja kantoja, opportunistisia patogeenisiä bakteereja tai koliformien havaitsemista vaikeuttavia aineita. Terveysriski syntyy, jos nämä pääsevät irtoamaan aktiivihii-
len pinnalta tai pienten hiukkasten mukana verkostoon (Graese ym. 1987). Pieneliöiden, erityisesti rataseläinten (rotatoria) ja harvasukamatojen (oligochaeta), kasvua voi esiintyä biofilmi-suodattimissa (Seppänen 1989, Van der Kooij 1983). Eliöiden esiintymistä säätelevät orgaanisen hiilen määrä ja desinfektioaineen pitoisuus. Rataseläimet eivät tiettävästi ky-

kene lisääntymään vesijohtoverkostossa. Eliöitä voidaan poistaa GAC-suodatetusta vedestä myös mikrosiivilöinnillä. (Snoeyink 1990)

Mikrobien määrä on suurin suodattimen pinnalla ja vähenee alaspäin mentäessä (Sontheimer ja Hubele 1987, Graese ym. 1987). Kasvusto suodattimen pinnalla saattaa aiheuttaa painehäviön kasvua ja siten lisätä huuhtelun tarvetta. Bakteerikasvua hiilen pinnalla vähennetään monesti desinfektioinnilla, mutta riittävän usein tapahtuva huuhtelu on joskus yhtä tehokas (Graese ym. 1987). Huuhtelun vaikutuksesta lähtevän veden pesäkelukuun ei vielä olla täysin selvillä (Van der Kooij 1983).

Biologiselle aktiivihiilisuodattimelle saattaa kehittyä anaerobiset olosuhteet, josta seuraa mm. hajuongelmia. Syitä hapen loppumiselle voivat olla ammoniakin hapettuminen nitraatiksi, suodattimen pysäyttäminen liian pitkäksi aikaa tai liukoisen hapen pieni määrä käsiteltävässä vedessä. Biologisen aktiivihiilisuodattimen toimintaa onkin seurattava tarkemmin kuin adsorptiosuodattimen.

EBCT:n suurentaminen suodattimen syvyyttä lisäämällä vähentää lähtevän veden mikrobipitoisuutta, kun taas virtaaman pienentäminen samassa tarkoituksessa joskus jopa lisää pesäkelukua (Van der Kooij 1983). Suodattimen korkeuden, tulevan veden sameuden ja suodatusnopeuden lisäys johtavat suurempaan partikkelien karkaamiseen, kokonaispesäkelukuun ja kolibakteerien määrään (Camper ym. 1987). Kloorin lisäys ei Snoeyinkin (1990) mukaan estä mikrobikasvua, vaan se haurastaa hiiltä ja lisää orgaanisten klooriyhdisteiden määrää. Hänen mielestään desinfektion tulisi sijaita vasta aktiivihiilisuodattimen jälkeen. Graese ym. (1987) mukaan ajoittaista kloorihuuhtelua voitaisiin käyttää painehäviötä aiheuttavan kasvuston vähentämiseksi.

Mikrobien määrä käsitellyssä vedessä on suurempi kuin tulevassa vedessä, mutta desinfektiotarve niiden poistamiseksi

on kuitenkin pienempi. Poikkeuksen muodostavat aktiivihii-
lipartikkelin sisälle tunkeutuneet mikrobit, jos ne pääse-
vät karkaamaan suodattimesta verkostoon. Stewart ym. (1990)
tutkimuksessa kokonaispesäkeluvun reduktio vapaalla kloo-
rilla desinfektoitaessa oli 99 % ja klooriamiinilla 99,9 %.
Kolibakteerien määrän ei havaittu lisääntyvän suodatukses-
sa. Suodattimelta karkaavat bakteeripitoiset partikkelit
olivat desinfektiolle resistentteja.

Camper ym. (1987) mukaan kokonaispesäkeluvussa ei ole eroa
hieka-, antrasiitti- ja aktiivihiiლისuodattimien välillä.
Kolibakteeripitoisuus oli suurempi GAC-suodattimessa. GAC-
suodattimelta tulevassa vedessä oli enemmän desinfektiolta
suojauneita partikkeleita kokonaispesäkeluvun ja kolibak-
teeriluvun mukaan. Anaerobiset olosuhteet saattavat aiheut-
taa hajuongelmia etenkin, jos suodattimelle tuleva vesi si-
sältää suuria määriä ammoniakkia, vedessä ei ole tarpeeksi
happia tai suodatin on pitkän aikaa pois käytöstä.

4.6 Suodatusta edeltävän otsonoinnin vaikutus

Kemiallinen hapetus ennen aktiivihiiლისuodatusta on monin
tavoin perusteltua etenkin biologisella aktiivihiiლისuodat-
timella. Hapetus vähentää sellaisten orgaanisten aineiden
molekyyliainoa, jotka eivät sellaisenaan ole adsorboitu-
via. Liukoiset orgaaniset aineet hapettuvat osittain sekä
levän ja kasviplanktonin kasvu suodattimella on pienempää
(Miller ym. 1980). Hapettimena voidaan käyttää otsonia
(O_3), klooria (Cl_2), klooridioksidia (ClO_2), kaliumpermanga-
naattia ($KMnO_4$) tai vetyperoksidia (H_2O_2). Seuraavassa käsi-
tellään tavallisimmin käytetyn hapettimen, otsonin vaiku-
tuksia aktiivihiiლისuodatukseen.

Otsonoinnin vaikutuksesta biologiseen aktiviteettiin aktii-
vihiiლისuodattimella vallitsee erilaisia näkemyksiä. Eräis-
sä tutkimuksissa otsonoinnin on havaittu tehostavan biolo-

gista aktiivihiihliisuodatusta (Taylor ym. 1993), kun taas toisissa sen vaikutus on ollut pikemminkin päinvastainen.

Otsonointi ilmeisesti lisää biologisesti hajoavan orgaanisen aineen määrää rikkomalla suuria molekyylejä pienemmiksi (Tuhkanen 1992), mutta tekee yhdisteistä polaarisempia. Polaariset yhdisteet, kuten karboksyylihapot ja aldehydit, ovat heikommin adsorboituvia kuin abioottinen hiili (Faust ja Aly 1987). Näin siis otsonointi heikentäisi orgaanisten aineiden adsorboitumista. Esim. Speitel ym. (1989) mukaan otsonointi kuitenkin tehostaa biologista toimintaa aktiivihiihliisuodattimessa. Samaa mieltä ovat mm. Graese ym. (1987) sekä DeWaters ja DiGiano (1990), koska otsonointi tekee joistakin heikosti hajoavista orgaanisista yhdisteistä helpommin hajoavia.

Monissa tutkimuksissa otsonoinnin ei ole havaittu tehostavan biologista toimintaa. Tulosten arvellaan johtuvan otsonoinnissa syntyvistä polaarista yhdisteistä (Pelkonen ja Järvinen 1989). On jopa esitetty suomalaisten humusaineiden olevan niin pysyviä, etteivät bakteerit pysty metaboloimaan niitä (Talvila-Ruonila ym. 1992).

Euroopassa suositumpaa otsonoinnin ja aktiivihiihliisuodatuksen yhdistelmää ei ole juurikaan käytetty humuksen poistoon. Norjalaisten tutkimusten mukaan otsonoinnin pilkkomat humusmolekyylit tunkeutuvat helpommin aktiivihiihlien huokosiin ja hiilen adsorptiokapasiteetti kasvaa. Otsonoinnin seurauksena adsorptiokapasiteetti voi siten nousta jopa 70 % (Brattembø ja Kaastrup 1985, Fløgstad ja Brattembø 1986).

Jotta vältettäisiin bakteerien jälleenkasvun aiheuttamat ongelmat jakeluverkostossa, otsonointia tulisi seurata biologinen suodatusprosessi (Huck 1990). Biologisen toiminnan kannalta otsoniannostuksen tulisi olla 0,5-1,0 mg O₃/mg TOC (Sontheimer ja Hubele 1987).

Otsonointi ennen aktiivihiihliäsuodatusta vähentää mutageenisuutta joissain tapauksissa verrattuna ei-otsonoituun veteen (Sontheimer ja Hubele 1987, Bouwer ja Crowe 1988, Järvinen ym. 1990). Ei tiedetä, johtuuko se biologisesta toiminnasta, otsonoinnin vaikutuksesta aktiivihiihliäsuodatuksen vai molempien yhteisvaikutuksesta.

Brattebø ja Kaastrup (1985) tutkivat otsonoinnin vaikutusta Norjan humuspitoisen veden käsittelyyn aktiivihiihliäsuodatuksella. Otsonoinnin todettiin parantavan merkittävästi humuksen poistoa. Sopivana pintakuormana pidettiin 5 m/h, kun tuleva DOC oli 4-5 mg/l. Tarvittava suodatinpaksuus oli tällöin 1,5-2 m. Aktiivihiihlien ei todettu yksinään poistavan humuksen aiheuttamaa väriä. Kolmen viikon päästä kokeen aloittamisesta oli havaittavissa TOC:n vähentymistä myös biologisen toiminnan seurauksena, mutta sitä ei pidetty merkittävänä mekanismina.

5. HKV:n Pilot-kokeet 1993-94

5.1 Taustaa

Aktiivihiihden käytöllä Helsingin vedenpuhdistuksessa on pitkät perinteet. Helsingin kaupungin vesilaitoksen (HKV) käyttäessä raakavetenään Vantaanjoen pintavettä käsitellessä vedessä esiintyi monia laatuhäiriöitä. Etenkin 1950-luvun lopulla esiintyvien vakavien hajua ja makuongelmien vuoksi ryhdyttiin etsimään ratkaisua jauhemaisen aktiivihiihden (PAC) käytöstä (Heinonen 1970). Aktiivihiihden panosmaisella käytöllä saavutettu puhdistustulos jäi kuitenkin vaatimattomaksi ja raakavettä ryhdyttiin tuottamaan v. 1982 120 kilometrin päästä Päijänne-tunnelia pitkin, jolloin raakaveden laadun paranemisen vuoksi aktiivihiihden käyttö jäi tarpeettomaksi.

Helsingin keskustan vedenkulutus on pudonnut puoleen vuodesta 1973. Tämän vuoksi myös veden viipymä jakeluverkoissa on paikoin kaksinkertaistunut. Viipymän pidentyminen on aiheuttanut ongelmia veden mikrobiologisen laadun ja korroosio-ominaisuuksien suhteen. Vesimittarit ovat sakkautuneet ja verkoston äärialueilla kuluttajat ovat valittaneet veden värivirheistä. Korroosio-ominaisuuksien parantamiseksi veden alkaliteettia onkin nostettu tasolle 1,0 mval/l ja mikrobiologisen laadun parantamiseksi on käynnistetty uudelleen tutkimukset aktiivihiihden soveltuvuudesta Helsingin vedenpuhdistamojen (Pitkälampi ja Vanhakaupunki) yksikköoperaatioiksi. (Häikiö 1994) Puhdistamolta lähtevän veden orgaanisen kokonaishiilen määrän (TOC) tavoitteeksi on asetettu 2,0 mg/l, kun se nykyään on keskimäärin 3,1 mg/l. Samalla pyritään alentamaan veden biologisen kasvun potentiaalia.

Helsingin kaupungin kuntasuunnitelmassa on varaus vuosille 1997-99 aktiivihiihdisuodatuksen toteutusta varten Helsingin Pitkälampien vedenpuhdistamolle. Hankkeen perustamissuunnitelmaa ja päätöksentekoa varten käynnistettiin lokakuussa

1993 pilot-kokeet Pitkäkosken vedenpuhdistamolla. Kokeista ilmestyi helmikuussa 1994 väliraportti. Seuraavassa tarkastellaan kokeiden järjestelyä, tuloksia ja niistä tehtäviä johtopäätöksiä niiltä osin kuin se on mahdollista tähänastisten (toukokuu 1994) tulosten perusteella.

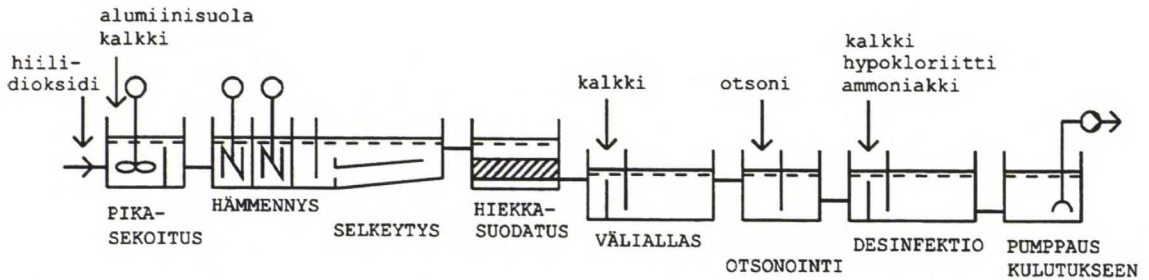
Pilot-kokeiden tavoitteena on selvittää:

1. orgaanisen aineen väheneminen aktiivihiiლისuodatuksessa
2. verkostossa tapahtuvan bakteerikasvun määrä aktiivihiiლისuodatetussa vedessä
3. desinfektoinnin uudelleenjärjestelytarve
4. hiilen käyttöikä ja reaktiivoinnin tarve
5. prosessimuutosten aiheuttamat lisäkustannukset

Pitkäkosken ja Vanhankaupungin vedenpuhdistamojen prosessit ovat toiminnaltaan samankaltaisia (Kuva 12). Yksikköoperaatiot ovat järjestyksessä seuraavat: kemikalointi, flokkaus, selkeytys, suodatus, otsonointi ja klooraus. Koagulointikemikaalina käytettävien kalkin ja alumiinisulfaatin avulla flokkauksessa muodostetaan sakka, johon suspensio- ja kolloidimuodossa olevat sekä jossain määrin myös veteen lienneet epäpuhtaudet pidätyvät (Berger ja Kaukonen 1984). Sakka poistetaan prosessista ja vesi johdetaan hiekkakerroksen läpi otsonaattoriin, joka tuhoaa bakteerit, virukset ja muut pieneliöt. Otsoniannos on noin 1 mg/l ja viipymä 15 min. Korrosion estämiseksi veteen lisätään hiilidioksidia ja sen pH säädetään kalkilla tasolle 8,5. Ennen verkostoon johtamista vesi kloorataan natriumhypokloriitilla (NaOCl), jolla varmistetaan veden laadun säilyminen verkostossa. Laitosten verkostoon vuosittain pumpaaman veden yhteismäärä on n. 69,2 milj. m^3 (v.1993), joka jakaantuu melko tasan laitosten kesken.

Aktiivihiiლისuodatusta on maassamme tutkittu jonkin verran aiemminkin. Ennen aktiivihiiლისuodatuksen käyttöön siirtymistä kokeita on tehty mm. Espoon, Turun, Rauman ja Tampereen vesilaitoksilla. Raumalla ja Turussa tehtyjen kokeiden raakavesi on luonteeltaan erilaista jokivettä kuin Helsin-

gin käyttämä Päijänteen järvivesi. Tampereen vesilaitos on korvaamassa 14 hiekkasuodattimensa materiaalin aktiivihie-
lellä hajun ja maun poistoa varten. Päätös perustuu noin
kolme vuotta kestäneisiin kokeisiin yhdellä suodattimella,
jonka materiaalista puolet korvattiin aktiivihielellä. Ha-
jun ja maun poistossa hiilen reaktiivointiväliksi arvioidaan
1,5-2 vuotta.



Kuva 12. Helsingin vesijohtoveden valmistusprosessi

Espoon Dämmanin vedenpuhdistamolla tutkittiin v. 1991 ak-
tiivihiekkisuodatuksen soveltuvuutta humuspitoisten pinta-
vesiemme puhdistukseen pilot-kokeiden avulla. Kokeessa ver-
rattiin aktiivihiekkisuodatuksen tuloksia sekä edeltävällä
otsonoinnilla että ilman otsonointia (Talvila-Ruonala 1991,
Talvila-Ruonala ym. 1992). Otsonoinnin, hidassuodatuksen ja
aktiivihiekkisuodatuksen tehokkuutta orgaanisen aineen pois-
tossa verrattiin Espoon Bodomin vedenpuhdistamolla pilot-
kokeiden avulla vuosina 1987-89. Tavoitteena oli myös ai-
kaansaada prosesseihin biologista toimintaa (Pelkonen ja
Järvinen 1989, Järvinen ym. 1990). Tutkimustulokset eivät
kuitenkaan ole suoraan sovellettavissa Helsingin vesilai-
toksen tarpeisiin, koska käsiteltävä raakavesi on luonteel-
taan erilaista ja em. kokeet olivat sisällöltään melko sup-
peita.

5.2 Koejärjestely

Kokeessa käytetty vesi otettiin Pitkähäskosken vedenpuhdistus-
laitoksen prosessista otsonoinnin jälkeen. Prosessiin tule-

va raakavesi on peräisin Päijänteen pintavesistöstä (Liite C). Kokeessa käytetty vesi oli koejakson aikana melko tasalaatuista (Taulukko 3). Ainut merkittävä, tosin helposti ennustettavissa oleva, muuttuja oli veden lämpötila, joka vaikuttaa huomattavasti etenkin biologiseen aktiviteettiin.

Taulukko 3. Helsingin vedenpuhdistamojen käyttämän raakaveden ja pilot-kokeissa käytettävän prosessista tulevan otsonoidun veden laatu

Ominaisuus (yksikkö)	Raakaveden laatu v. 1993		Suodattimille tulevan veden laatu 12.10.93-3.5.94	
	keskiarvo	suurin arvo	keskiarvo	vaihteluväli
TOC (mg/l)	6,3	6,4	3,2	2,9-3,5
Lämpötila (°C)	6,3	(3,8)11,6	5,5	3,6-10,8
Alumiini (mg/l)	0,02	0,03	0,04	0,01-0,09
Sameus (FTU)	0,20	0,26	0,06	0,03-0,13
Kok.pesäkeluku (kpl/ml 20 °C)	85	600	2,3	0-36
Kok.pesäkeluku (kpl/ml 35 °C)	3,9	25	1,0	0-14
Mangaani (mg/l)	0,004	0,015	-	-
KMnO ₄ (mg/l)	20,4	22	-	-
AOX (µg/l)	32	37	8	0-20

Koejakson (12.10.1993-3.5.1994) aikana käytetty rakeinen aktiivihiili oli kivihiilipohjainen Filtrasorb 300. Sen tärkeimmät ominaisuudet on esitetty sivulla 38 (Taulukko 2). Kokeen alussa hiili kostutettiin ja pestiin suodattimessa vastavirtahuuhtelulla, jolloin kuljetuksen ja varastoinnin aikana syntynyt hiilipöly saatiin poistettua.

Kokeessa käytettiin kahta rinnakkaista suodatinta (vaihe 1). Toisessa suodattimessa vesi johdettiin aktiivihiilipatjan (AC) läpi, kun taas toisessa suodattimessa kvartsihiekkapatjan (Kv) läpi (Liite B). Kvartsihiekkasuodattimen päällä oli lisäksi ohut (0,2 m) aktiivihiilikerros jäännösoysonin poistamiseksi. Suodatinpatjan korkeus molemmissa vertailusuodattimissa oli 2 m. PVC-muovista valmistettujen suodattimien sisähalkaisija oli 0,31 m, joten kunkin suodattimen tilavuus oli 0,15 m³. Kun käytetty virtaama oli keskimäärin 0,6 m³/h, EBCT:ksi saadaan 15 min.

Suodatettu vesi johdettiin kahta erillistä linjaa pitkin jälkikemikalointialtaaseen (vaihe 2), jonka alussa suoritettiin desinfektio vapaalla kloorilla. Kahden tunnin vii-pymän jälkeen veteen lisättiin ammoniakkia, jolloin muodos-tuu kloramiinia suojaamaan vettä bakteerikasvulta koever-kossa. Alkalointi verkkoveden tasolle eli pH:n nosto 8,6:een kalkkivedellä tehtiin aluksi kloorin syötön yhtey-dessä, mutta 2.3.1994 se siirrettiin tapahtuvaksi juuri en-nen veden johtamista koeverkkoon. Tällä haluttiin varmistaa kloorauksen tehoa ja vähentää orgaanisten klooriyhdisteiden muodostumista.

Tarvittava desinfektiotaso määritettiin seuraamalla baktee-ritilannetta ja se vaihteli välillä 0,2-2,3 g/m³. Kokeen alussa annostus oli liian suuri, mutta laskettiin pian ta-solle 0,4 g/m³ aktiivihiilisuo-datetussa vedessä ja tasolle 0,6 g/m³ hiekkasuodatetussa vedessä. Annostuksessa oli ta-voitteena klooritaso 0,3-0,5 mg/l puhdistetussa vedessä ja jonkinlainen kloorisuoja koko verkkoviipymän aikana. Kalkin syöttömäärä oli kummallakin suodattimella keskimäärin 3,2 g/m³. Ammoniakin annostus oli n. 0,4 g/m³. Suodatettu ja kemikaloitu vesi johdettiin kahteen eri koeverkostoon (vaihe 3), joissa veden viipymä oli n. 2 vrk. Koeverkoissa pyrittiin selvittämään bakteerien jälleenkasvua ja desinfek-tiokemikaalin tarvetta normaaalin verkkoviipymän rajoissa.

Näytteenotto tapahtui kullakin linjalla neljässä pisteessä eli ennen suodattimia, kemikalointia ja koeverkostoa sekä verkoston jälkeen. Jokaisessa pisteessä määritettiin lämpö-tila, sameus ja TOC kaksi kertaa viikossa, kokonaispesäke-luku 20/35 °C kerran viikossa sekä absorboituvat orgaaniset halogeenit (AOX) joka toinen viikko. Alumiinijäännös määri-tettiin ennen suodatusta ja ennen kemikalointia kerran vii-kossa. Alkaliteetti, pH, kloorijäännös ja rautapitoisuus mitattiin ennen ja jälkeen koeverkostoa kerran viikossa se-kä trihalometaanit (THM) joka toinen viikko. Näytteet otet-tiin noudattaen vesiviranomaisten käyttämiä vesitutkimuksi-

en näytteenottomenetelmiä (Vesihallitus 1984). Raudan ja alumiinin pitoisuuksien määrittämistä varten näytteenotto suoritettiin SFS 5503 standardin mukaan. Veden orgaanisen kokonaishiilen (TOC) määrittäminen suoritettiin SFS-ISO 8245 standardin mukaan. Näytteen analysointi suoritettiin Astro 2001 TOC-analysaattorilla, jossa hiili märkäpoltetaan UV-valon toimesta katalyyttinä. TOC on summasuure, joka ei luonnehdi orgaanisen aineen koostumusta. Yksittäisille vesille voidaan määrittää korrelaatio TOC:n ja hapen kulutusrvojen välille, muttei yleisemmin.

Sameus määritettiin nefelometrisesti SFS 3024 standardin mukaan ja ilmoitetaan yksikköinä FTU (Formazin Turbidity Units). Menetelmästä johtuen sameusarvoja ei voida käyttää veden kiintoainepitoisuuden laskemiseen.

Kokonaispesäkeluku määritettiin maljavalumenetelmällä SFS 4112 standardin mukaan. Tulokset määritettiin inkuboimalla näytettä sekä 20 °C että 35 °C lämpötilassa. Koska näytteen kaikki bakteerit eivät kasva pesäkkeiksi, saatu bakteeriluku on pienempi kuin bakteerien todellinen kokonaislukumäärä.

Klooriyhdisteet adsorboitiin aktiivihieleen Dohrmann AD-2 adsorptioyksiköllä, josta häiritsevät epäorgaaniset halidit poistettiin nitraattipesulla. Tämän jälkeen halogeeniyhdisteet poltettiin halogeenivedyiksi, jotka määritettiin mikrokulometrisellä titrauksella. Laitteistona oli Dohrmann DX-20, jonka havaitsemisraja on n. 5 µg/l ja virheraja 10%.

Veden kloori määritettiin kolorimetrisesti standardissa SFS 3041 hyväksytyllä valmispakkausmenetelmällä, joka perustuu DPD:n (N,N-dietyyli-p-fenyleenidiamiini) ja kloorin väliseen reaktioon. Ne eristettiin vedestä suoralla pentaaniuutolla ja analysoitiin Varian 3700 kaasukromatografilla, joka oli varustettu pakatulla Carbowax 20 M kolonnilla. Sisäisenä standardina käytettiin bromidikloorimetaania ja tulokset laskettiin suoraan integraattorilla. Menetelmän ha-

vaitsemisraja bromoformille on n. 0,5 µg/l ja muille trihalometaaneille 0,01 µg/l.

Raudan ja alumiinin pitoisuudet määritettiin SFS 5502 standardin mukaan, jossa määrittäysraja raudalle on 1 µg/l ja alumiinille 3 µg/l. Alkaliteetti määritettiin SFS 3005 standardin mukaan Metroholm 670 titraattorilla. Veden pH-arvo määritettiin potentiometrisesti pH-mittarilla SFS 3021 standardin mukaan. Absorboituvat orgaaniset halogeenit (AOX) määritettiin DIN 38409 standardin mukaan.

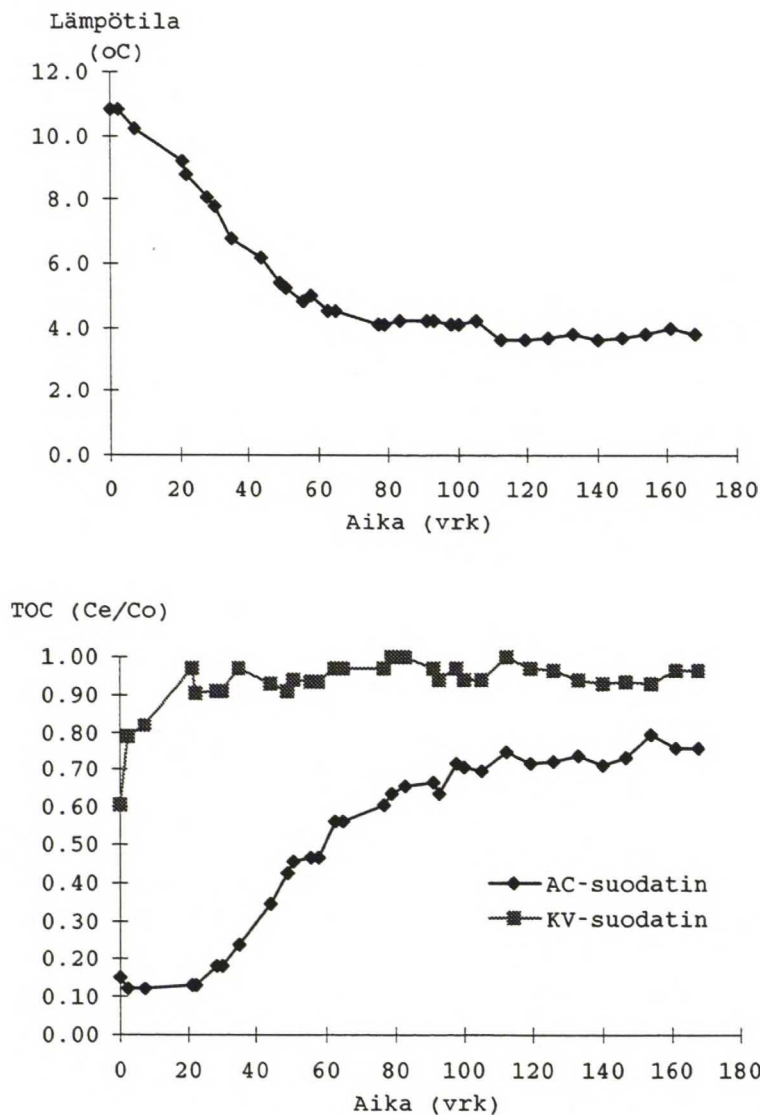
5.3 Tulokset

Tätä kirjoitettaessa kokeet ovat olleet käynnissä noin puolen vuoden ajan. Seuraavassa käsitellään vain aktiivihii-lisuodatuksen liittyvät tulokset ja niistä tehtävät johtopäätökset tähänastisten kokeiden perusteella. Desinfektio-menetelmään liittyviä tuloksia ei esitetä eikä tulkita tässä yhteydessä.

Suodatuksen tulevan veden orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus vaihteli välillä 2,8-3,5 mg/l, kun se aktiivihii-lisuodatetussa vedessä vaihteli välillä 0,4-2,5 mg/l. Matalimmat pitoisuudet aktiivihii-lisuodatetussa vedessä saavutettiin ensimmäisen kuukauden aikana, jolloin pitoisuus oli alle 0,5 mg/l. Tämän jälkeen suodatetun veden TOC-pitoisuus alkoi nousta saavuttaen tason 1,0 mg/l seitsemässä viikossa, tason 2,0 mg/l kolmessa kuukaudessa ja lopulta asettuen noin neljän kuukauden kuluttua kokeen aloittamisesta tasolle 2,4 mg/l. Tällöin voidaan olettaa hiilen adsorptiokapasiteetin loppuneen ja syntyvän puhdistustuloksen aiheutuvan suodattimelle syntyneestä biologisesta toiminnasta sekä mekaanisesta suodatuksesta.

Kvartsihiekkasuodatin (Kv) poisti orgaanista ainetta kokeen alussa vain muutaman viikon ajan ja sekin perustui ilmei-

sesti suodattimen pinnalla olevan ohuen (0,2 m) aktiivihii-
likerroksen toimintaan. Adsorptiokapasiteetin loputtua Kv-
suodatin poisti enää alle 10 % TOC:sta mekaanisen suodatuk-
sen ja suodattimelle muodostuneen biologisen toiminnan
avulla. Suodattimien puhdistustulosta kuvaamaan on piirret-
ty läpäisykäyrät, jotka kuvaavat suodattimelta lähtevän ve-
den ja suodattimelle tulevan veden TOC-konsentraatioiden
suhdetta ajan funktiona (Kuva 13).



Kuva 13. Aktiivihii- ja kvartsihiekkasuodattimen läpäisy-
käyrät sekä veden lämpötila kokeen aikana.

Alumiinipitoisuus vaihteli suodattimelle tulevassa vedessä välillä 0,01-0,09 mg/l ollen keskimäärin 0,04 mg/l. Aktiivivihiilisuodatetussa vedessä vastaava vaihteluväli oli 0,01-0,02 mg/l. Aktiivivihiilisuodatus poisti jäännösalmiinin tehokkaammin kuin vertailusuodattimena toiminut kvartsihiekkasuodatin.

Orgaanisia klooriyhdisteitä (AOX) muodostui jonkin verran jälkikemikaloinnissa ja niiden määrä lisääntyi verkkoviipymän aikana. Aktiivivihiilisuodatuksessa klooriyhdisteiden muodostuminen oli aluksi vähäistä, mutta niiden määrä lähenee kokeen jatkuessa vertailusuodattimen arvoa.

Suodattimen biologista aktiivisuutta mitattiin bakteerien kokonaispesäkeluvulla (20/35 °C) suodattimelta lähtevästä vedestä. Pesäkelukujen perusteella arvioituna biologinen aktiivisuus olisi ollut kummassakin suodattimessa aluksi vilkasta noin kuukauden ajan, jonka jälkeen bakteerien lukumäärät vähenivät ollen kylmimpänä aikana lähellä nollaa. Aktiivivihiilisuodatetun veden bakteeripitoisuus oli hieman korkeampi kuin hiekkasuodatetun veden. Desinfektion jälkeen bakteriologisessa laadussa ei ollut juurikaan eroja.

5.4 Johtopäätökset

Läpäisykäyrän perusteella näyttää, että puhdistustulos TOC:n perusteella mitattuna asettuisi tasapainotilaan noin neljän kuukauden kuluttua. Tällöin puhdistustulos ei enää heikkene merkittävästi ja TOC:n reduktio on noin 20 %. Puhdistustuloksen voidaan katsoa johtuvan mekaanisesta suodatuksesta ja biologisesta toiminnasta, joka vapauttaa adsorptiopaikkoja orgaanisille yhdisteille.

Biologinen toiminta riippuu voimakkaasti lämpötilasta. Koejakson aikana käsiteltävän veden lämpötila oli pääasiassa alle +6° C, jolloin biologinen toiminta on heikkoa. Kokeen alussa lämpötila oli korkeampi, mutta luultavasti se ei eh-

tinyt edistämään biologista toimintaa, koska hajottavan mikrobikannan syntyminen vie muutamia kuukausia. Kokeen alussa esiintyvät korkeat pesäkeluvut eivät luultavasti johdu biologisesta toiminnasta. Mm. Pietarsaaren vesilaitoksella hiilten uusimisen yhteydessä esiintyi tavallista korkeampia pesäkelukuja (Liite D). Kokeen jatkaminen lämpimien kesäkuukausien yli on suositeltavaa, jotta nähdään lämpötilan vaikutus biologiseen aktiviteettiin ja sitä kautta puhdistustulokseen.

Biologista toimintaa tapahtui ilmeisesti aktiivihiilisuodattimen kaikissa osissa. Jos biologinen hajotustoiminta olisi tapahtunut vain suodattimen pinnalla, olisi kvartsihiekkasuodattimen puhdistustulos adsorptiokapasiteetin lopputtua pitänyt olla yhtä hyvä kuin aktiivihiilisuodattimen, koska Kv-suodattimen pinnalla oli ohut aktiivihiilikerros. Adsorptiovyöhykkeen sekoittumista huuhtelussa ei seurattu.

Aktiivihiili on suotuisampi kasvualusta biologista hajotusta varten kuin kvartsihiekkä. Vertailusuodattimena olleen Kv-suodattimen puhdistustulos oli selvästi heikompi kuin täyteen adsorboidun hiilisuodattimen. Tämän perusteella näyttää, että aktiivihiili olisi tässä tapauksessa tehokkaampi orgaanisen aineen poistossa kuin mineraaliaineksen läpi suoritettu suodatus.

Aktiivihiilisuodatuksen tehokkuus ja taloudellisuus riippuvat ennen kaikkea viipymästä ja vaaditusta puhdistustuloksesta. Aktiivihiilen laatu vaikuttaa mm. reaktivoimisväliin. Optimaalisen toiminnan selvittämiseksi tulisi aktiivihiilisuodatusta testata eri EBCT:n arvoilla ja kokeilla hiililaadun vaikutus puhdistustulokseen. Suodatinjärjestelyillä voidaan myös tehostaa hiilen käyttöastetta. Pilotkokeiden ohjaamiseksi tulisi käyttää matemaattisen mallinnuksen, adsorptioisotermien ja mahdollisesti pienoismallikokeiden tarjoamia apuneuvoja.

5.5 Yhteenveto

Orgaaninen aine aiheuttaa verkkoviipymän kasvaessa biologista toimintaa Helsingin vesijohtoverkossa. Veden stabiilisuuden lisäämiseksi HKV on suorittanut pilot-kokeita aktiivihiilisuodattimella 12.10.1993 - 3.5.1994 välisenä aikana. Pilot-kokeissa otsonaattorista tullut vesi suodatettiin aktiivihiilipatjan läpi (*EBCT* 15 min.), desinfektoidiin, suojattiin kloramiinilla ja johdettiin pH:n noston jälkeen koeverkkoon. Vertailulinjalla käytettiin kvartsihiekkasuodatinta, jonka päällä oli ohut aktiivihiilikerros. Koe jatkuu edelleen.

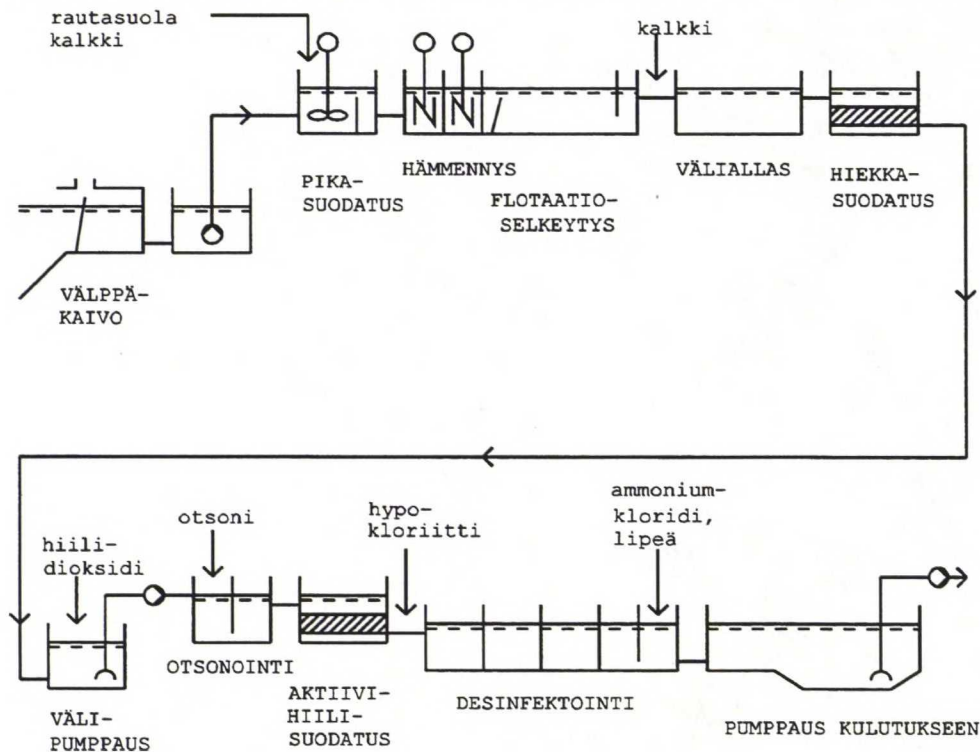
Aktiivihiilisuodatus poisti 80 % orgaanisesta aineesta noin kuukauden ajan, jonka jälkeen puhdistusteho heikkeni neljän kuukauden aikana n. 20 %:n tasapainotilaan. Tämän jälkeen puhdistustuloksen voidaan katsoa johtuvan biologisesta toiminnasta ja mekaanisesta suodatuksesta. Aktiivihiilisuodatus vähensi merkittävästi myös orgaanisten klooriyhdisteiden ja alumiinin määrää.

Kokeen aikana käsiteltävän veden lämpötila oli pääasiassa alle +6 °C, jolloin biologinen toiminta on heikkoa. Biologisen aktiviteetin selvittämiseksi lämpiminä kesäkuukausina koetta jatketaan. Jotta saataisiin lisää arvokasta tietoa suodattimen toiminnan optimoimiseksi, tulisi kokeita laajentaa ottamaan huomioon viipymän vaikutus orgaanisten aineiden adsorptioon.

6. Laitosesittelyt

6.1 Pietarsaari

Pietarsaaren Äminnen vesilaitos ottaa raakavetensä Ähtävänjoesta (Taulukko 4). Raakaveden laadun suurimpia haittoja ovat ajoittain hyvinkin voimakkaat hajut ja maut, joita esiintyy etenkin kevään sulamisvesien ja syyssateiden aikana. Loppukesällä veden laatuhäiriöitä aiheuttavat enimmäkseen voimakkaat leväkukinnat (Hällis 1992, Wasatjerna ym. 1992). Äminnen vesilaitoksen vedenpuhdistusprosessi käsittää nykyisellään rautasaostuksen, hiekkasuodatuksen, otsonoinnin ja aktiivihiekkisuodatuksen (Kuva 14). Desinfektio suoritetaan hypokloriitilla, jonka jälkeen vapaa kloori sidotaan korkeammassa pH:ssa ammoniumkloridilla kloramiiniksi. Vuosittain käsiteltävä vesimäärä on n. 1,7 milj.m³.



Kuva 14. Pietarsaaren Äminnen vesilaitoksen puhdistusprosessi

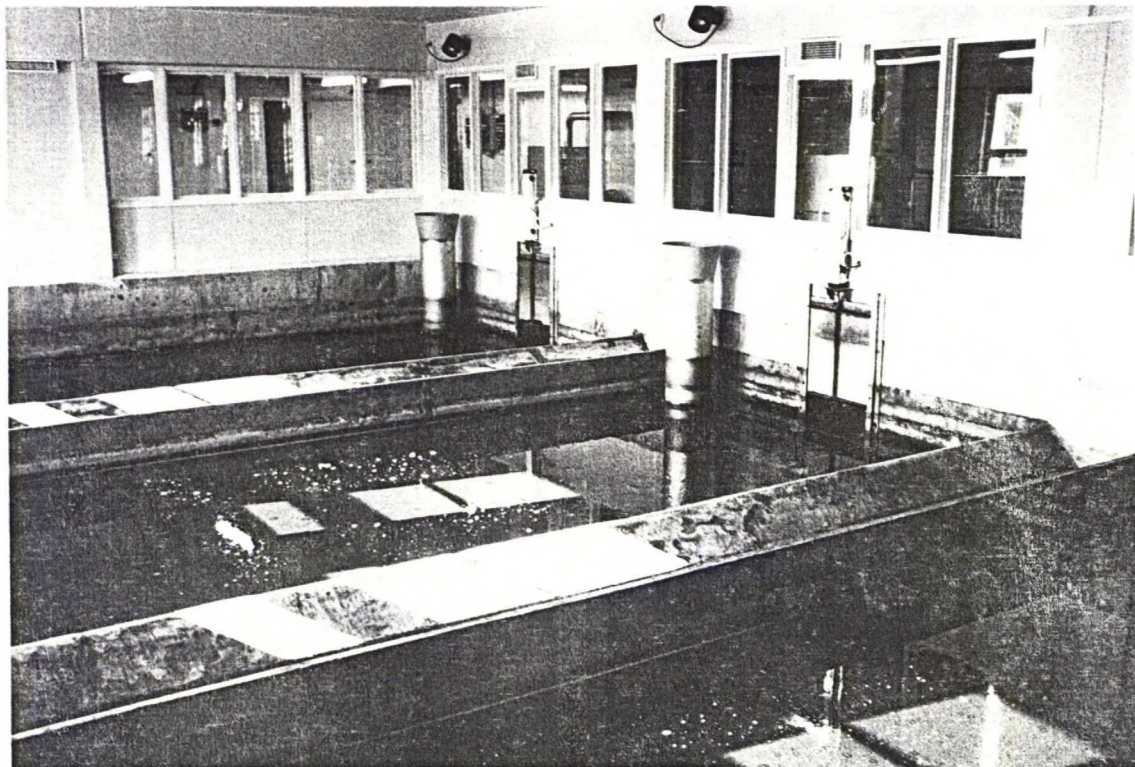
Äminnen vesilaitos on käyttänyt aktiivihiiiltä vuoden 1990 toukokuusta lähtien, jolloin kaksi ensimmäistä aktiivihii-lisuodatinta otettiin käyttöön. Kolmas hiilisuodatin käynnistettiin saman vuoden elokuussa. Aktiivihiihli-suodatuksen aloittaminen liittyi osana koko puhdistusprosessin uusimiseen, joka otettiin käyttöön vaiheittain vuoden 1990 aikana. Äminnen vesilaitos lienee ensimmäinen tämän mittakaavan laitos koko Pohjolassa, jossa alettiin käyttää otsonoinnin ja aktiivihiihli-suodatuksen yhdistelmää juomaveden laadun viimeistelemissä (Kaksonen 1992).

Otsonointia seuraavat kolme aktiivihiihli-suodatinta ovat rinnan siten, että kunkin tilavuus on n. 40 m³. Kun laitoksen mitoitusvirtaama on 600 m³/h ja suodattimien mitoitettu EBCT 12 min, todellisella virtaamalla 235 m³/h suodattimien EBCT:ksi tulee 30 min. Kunkin hiilipatjan korkeus on 1,4 metriä. Suodattimissa käytetty hiili on Filtrasorb 200, joten koko hiilimäärän kuivapaino on n. 60 tonnia. Suodatinjärjestelyt on suunniteltu muunneltaviksi. Nykyisin kolmea hiekkasuodatinta seuraa kolme aktiivihiihli-suodatinta, mutta on mahdollista, että esim. kahta hiekkasuodatinta seuraisikin neljä aktiivihiihli-suodatinta tai päinvastoin.

Aktiivihiihli-suodattimet huuhdellaan vesihuhtelulla normaalisti kerran viikossa sekä kesäaikaan kahdesti viikossa mikrobikasvun vähentämiseksi suodattimilla. Lisäksi mitataan suodatinvastuksen kehittymistä, jotta tarvittaessa suodattimet voidaan huuhdella useamminkin. Suodattimet on varustettu kolmella huuhtelupumpulla, joista yksi toimii vakiovirtaamalla ja kaksi taajuudenmuuttajan takana. Huuhtelupumppujen maksimivirtaama on 1200 m³/h. Huuhtelussa käytettiin aluksi myös ilmaa, mutta hiilipartikkelien kulutuksen ehkäisemiseksi siirryttiin pelkkään vesihuhteluun.

Aktiivihiihet on tarkoitus reaktivoida kolmen vuoden välein, siten että kerran vuodessa reaktivoidaan yhden suodattimen hiihet. Jotta tähän käytäntöön päästään, tulee aluksi käyttää hiiliä kolme, neljä ja viisi vuotta suodat-

timesta riippuen, koska hiilet otettiin samana vuonna käyttöön. Hiilen kuljetuksen helpottamiseksi ensimmäisellä reaktiointikierroksella ei lisätä make-up hiiltä, jolloin suodattimen hiilimäärä putoaa noin 36 m^3 :iin ja suodatinpatjan korkeus 1,2 metriin. Vesilaitoksella on varalla yhden suodattimen tarvitsema hiilimäärä, jotta reaktiivoinnin aikana ei syntyisi tarpeetonta seisokkia suodattimelle.



Kuva 15. Pietarsaaren Äminnen vesilaitoksen aktiivihiihli-suodattimia

Suodatinta edeltävän otsonaattorin otsoniannokset vaihtelevat vuodenajan mukaan. Keväällä käytetään suurimpia otsoniannoksia (jopa $2,5 \text{ g/m}^3$), kun talvella se on vain $1,0 \text{ g/m}^3$. Kesällä ja syksyllä annostus on n. $2,0 \text{ g/m}^3$. Käytettäessä suuria otsoniannoksia, on vielä aktiivihiihli-suodattimelle tulevassa vedessäkin otsonia. Tämän vuoksi tilat, joissa hiilisuodattimet sijaitsevat, on suljettu muista osastoista väliseinillä ja alipaineistettu (Kuva 15). Otsonin määrä allastilassa ei normaalisti ylitä terveydellistä riskirajaa, mutta jatkuvaa oleskelua aktiivihiihli-suodattimien läheisyydessä pyritään välttämään. Otsonin määrää ilmassa

seurataan jatkuvatoimisilla mittareilla, jotka hälyttävät otsonipitoisuuden ylittäessä hyväksytyn rajan. Normaalisti otsonaattorin häiriön varalta pitää olla varalla toinen otsonaattori. Tässä tapauksessa varaotsonaattori on voitu jättää pois, koska aktiivihiilisuodatus tasoittaa mahdollisen häiriön aiheuttamat laatuongelmat.

Taulukko 4. Pietarsaaren Åminnen vesilaitoksen käyttämän raakaveden aktiivihiilisuodattimelle tulevan veden ja käsitellyn veden laatu vuonna 1993.

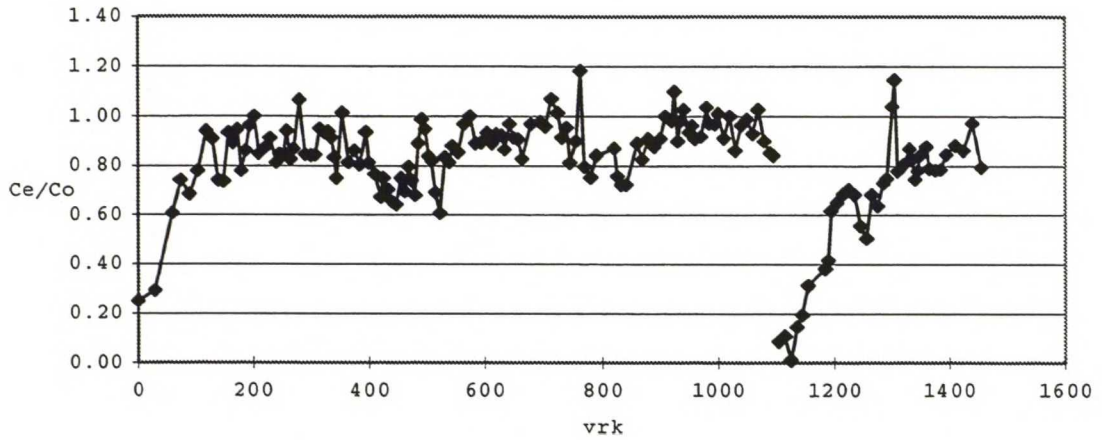
Ominaisuus	Raakaveden laatu		Aktiivihiilisuodat timelle tulevan veden laatu		Käsitellyn veden laatu	
	keski-arvo	vaihteluväli	keski-arvo	vaihteluväli	keski-arvo	vaihteluväli
lämpötila (oC)	6,5	0,2-21	-	-	-	-
alumiini (mg/l)	0,15	0,013-0,852	-	-	-	-
sameus (FTU)	3,1	1,2-31	-	-	-	-
kok.pesäkeluku 35°C (kpl/ml)	394	60-700a	-	-	-	-
mangaani (mg/l)	0,108	0,035-0,292	-	-	-	-
KMnO ₄ (mg/l)	69,2	55,6-123,2	10,2	7,7-15,5	8,0	2,9-10,8

* Kokonaispesäkeluvun arvo on vuodelta 1992

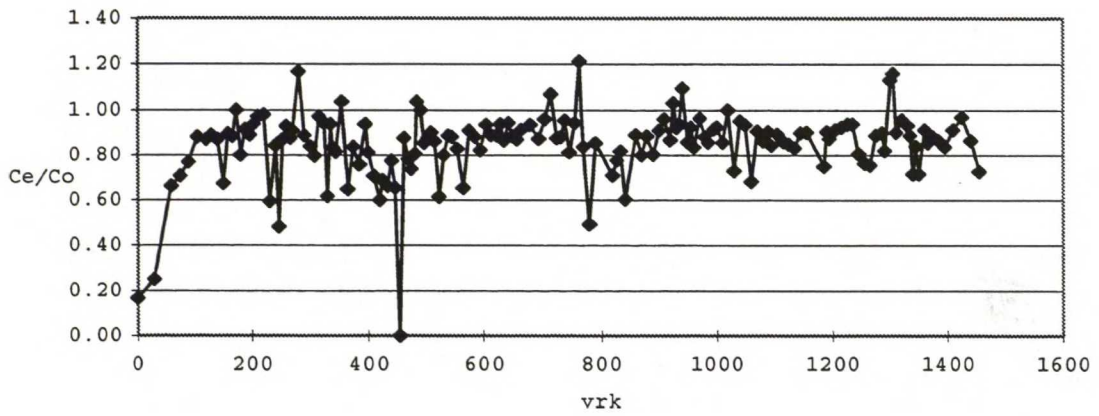
Hiilisuodattimien toimintaa on seurattu suodatinkohtaisesti KMnO₄-luvun ja UV-absorbanssin avulla. Bakteriologista laatua on seurattu heterotrofisen kokonaispesäkeluvun määrittäyksellä. Hajumäärittäyksiä on tehty vain käsitelystä vedestä eikä täten suodatinkohtaisia vertailuja ole tehtävissä.

Suodatinkohtaisista läpäisykäyristä nähdään suodattimien puhdistustulosten heikkeneminen KMnO₄-luvulla mitattuna (Kuva 16). KMnO₄-luku kuvaa tiettyjen orgaanisten aineiden määrää vedessä, mutta ei anna oikeata kuvaa veden sisältämän orgaanisen hiilen kokonaismäärästä. KMnO₄-luvun määrittäminen on kuitenkin edullinen ja yleisesti käytössä oleva menetelmä vesilaitoksilla, joskin oikeampaan tulokseen päästäisiin mm. huomattavasti kalliimmalla TOC-määrittäyksellä.

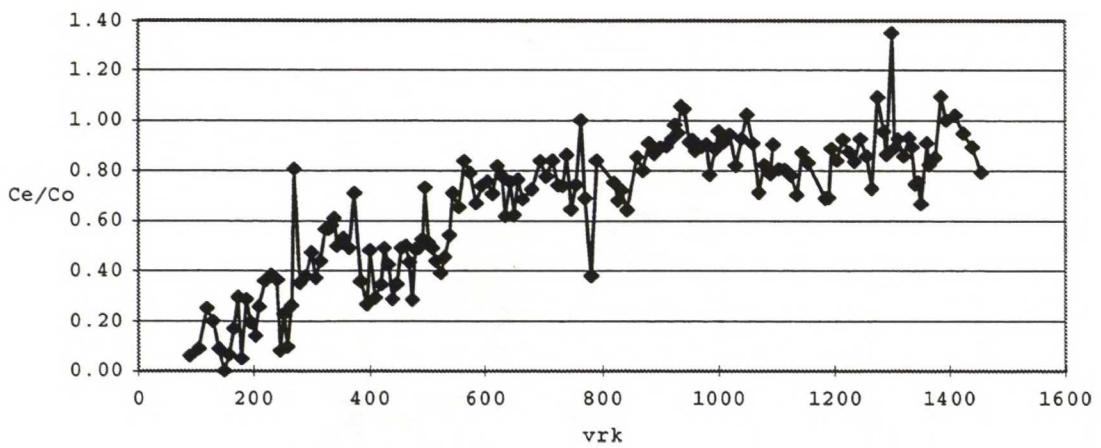
suodatin 1



suodatin 2



suodatin 3



Kuva 16. Pietarsaaren Äminnen vesilaitoksen aktiivihiili-suodattimien läpäisykäyrät $KMnO_4$ -luvun suhteen.

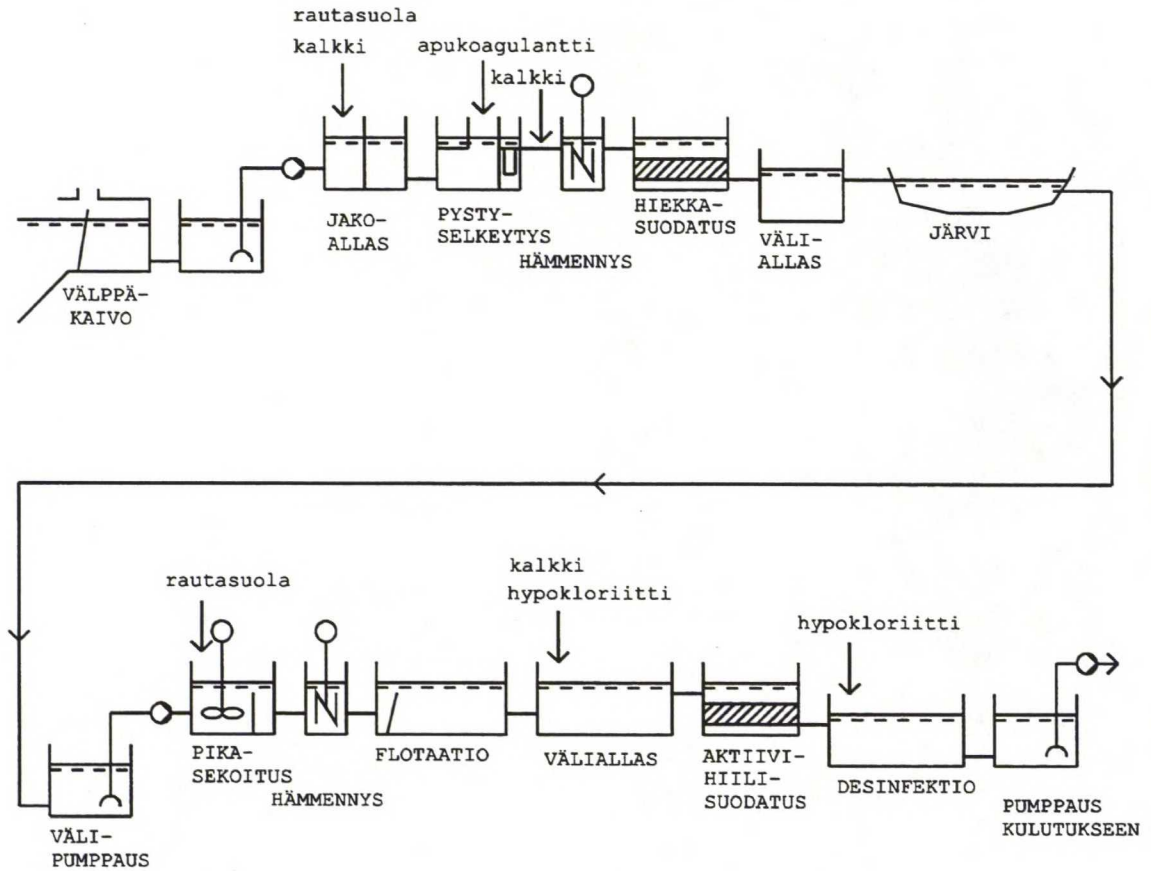
Läpäisykäyristä nähdään, että suodattimien 1 ja 2 kyky poistaa orgaanista ainesta heikkeni aluksi nopeasti suodatimeen 3 verrattuna. Tämä saattoi johtua siitä, että alkuvaiheessa suodatinkohtainen kuormitus oli suurempi ennen kolmannen suodattimen käyttöönottoa. Myöskään saostuksen ja selkeytyksen parhaat ajoarvot eivät olleet löytyneet, joten suodattimelle tulevan veden KMnO_4 -luku oli vielä korkeahko. Tärkein tekijä kuitenkin lienee se, että otsonointi otettiin käyttöön vasta hieman kolmannen suodattimen käyttöönoton jälkeen (Hällis 1992, Wasatjerna ym. 1992). Suodattimeen 1 vaihdettiin uudet hiilet toukokuussa 1993 ja suodatimeen 2 reaktivoidut hiilet toukokuussa 1994. Viimeisin hiilen vaihto ei näy vielä läpäisykäyrissä.

Aktiivihiilisuodattimilta lähtevän veden bakteriologista laatua on seurattu viikoittain tehtävillä heterotrofisen kokonaispesäkeluvun (35°C) määrittäyksillä. Syyskuuhun 1991 mennessä määrittäyksiä oli kertynyt yli 160 kpl, joista 50 % oli täysin puhtaita, 45 % oli välillä 1-9 kpl/ml ja 7 % 10 kpl/ml tai enemmän. Lääkintöhallituksen yleiskirjeen mukaan verkostossa ko. arvo saisi olla korkeintaan 100 kpl/ml. Lisäksi suositellaan, että laitokselta lähtevän veden arvo ei saisi olla yli 10 kpl/ml. Näin siis veden bakteriologinen laatu on hyvä aktiivihiilisuodatuksen jälkeen jo ennen desinfektointia (Wasatjerna ym. 1992).

6.2 Rauma

Rauman vesilaitos ottaa raakavetensä Lapinjoki-Eurajoesta (Taulukko 5). Raakaveden korkea mangaanipitoisuus sekä haju- ja makuhaitat asettavat puhdistusprosessille erityisvaatimuksia. Puhdistusprosessi on 2-vaiheinen (Kuva 17). Ensimmäisen vaiheen prosessi puhdistaa raakavettä, joka välivarastoidaan järveen. Toinen käyttää raakavetenään tätä yhteen kertaan puhdistettua järvivettä. Mangaani hapetetaan toisen vaiheen selkeytyksessä syöttämällä veteen natriumhypokloriittia. Aktiivihiilisuodatuksessa poistuu mangaani ja

tapahtuu dekloraus (Halme 1990). Suodatuksen jälkeen vesi vielä desinfektoidaan natriumhypokloriitilla. Vuosittain käsiteltävä vesimäärä on n. 3,6 milj.m³.



Kuva 17. Rauman vesilaitoksen 2-vaiheinen puhdistusprosessi

Rauman vesilaitos on käyttänyt rakeista aktiivihieiltä vedenpuhdistuksessa vuodesta 1987, jolloin yhden hiekkasuodattimen materiaali vaihdettiin aktiivihieilleksi. Samalla aloitettiin aktiivihieili- ja hiekkasuodattimen puhdistustulosten vertailu. Aktiivihieilin havaittiin parantavan veden organoleptistä laatua koko kokeen ajan (9 kk) hiekkasuodattuun veteen verrattuna. Bakteerien määrä kokonaispesäkeluvulla mitattuna oli suurempi kuin hiekkasuodatetussa vedessä erityisesti kesäaikana. Orgaanista ainetta hiilisuo-datin poisti tehokkaammin noin neljän kuukauden ajan, jonka jälkeen permanganaattiluvulla mitattu reduktio pysyi kuta-kuinkin samalla tasolla vertailusuodattimen kanssa. Sama suuntaus ilmeni UV-absorbanssilla seurattaessa. Sameuden ja

värin poiston suhteen ei havaittu merkittäviä eroja vertailusuodattimien välillä.

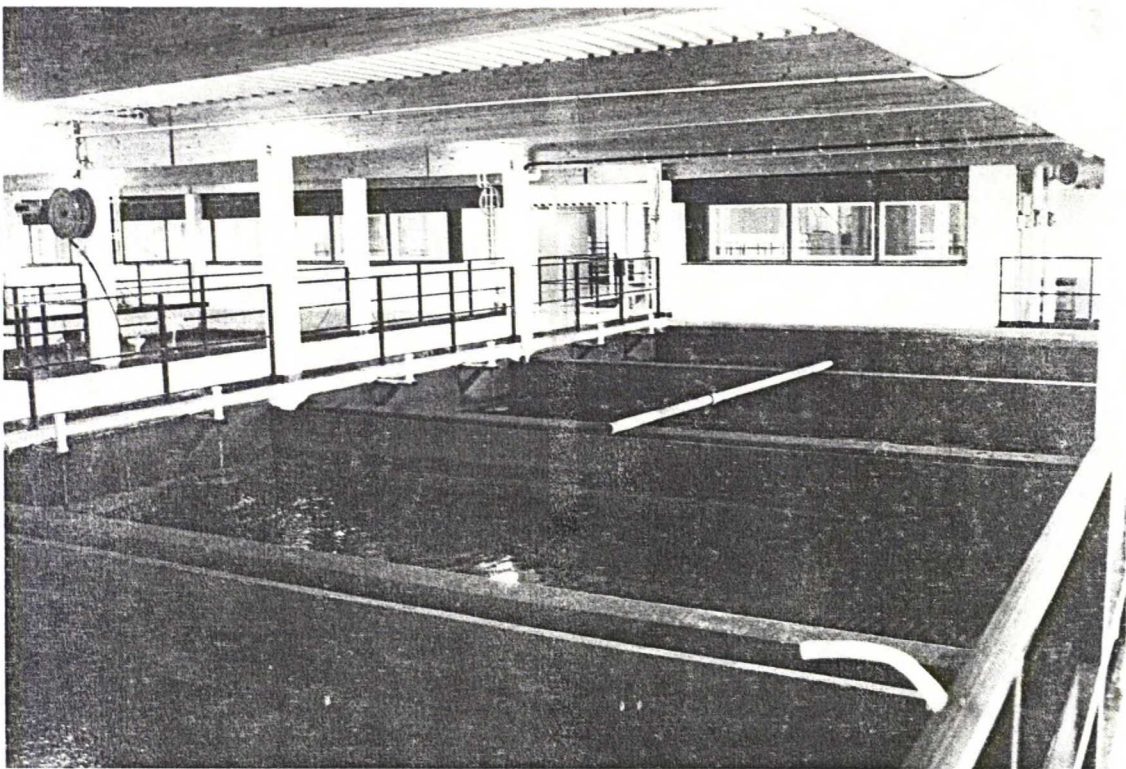
Kokeista saatujen tulosten rohkaisemina korvattiin vuonna 1988 myös neljän muun suodattimen materiaali aktiivihieillä. Hiekan korvaaminen aktiivihieillä vaati muutoksia ainoastaan huuhteluvesipumppuihin, joiden tehoa piti nostaa tehokkaamman huuhtelun aikaansaamiseksi. Hiilipatjan alle jätettiin ohut hiekkakerros estämään suodatinrakojen tukkeutuminen hiilipölystä. Hiekkakerroksen vuoksi hiilen reaktiivointi ei ollut mahdollista ja tarkoitus olikin uusien kertakäyttöhiili sen adsorptiokapasiteetin loputtua. Vuonna 1989 kertakäyttöhiili korvattiin raskaammalla Filt-rasorb 200 hieillä, jota on käytetty toukokuuhun 1994 mennessä viiteen kertaan reaktivoituna. Samalla myös hiilen alla ollut ohut hiekkakerros poistettiin. Uuden hiilen sisältämän hiilipölyn poistamiseksi alettiin täyttövaiheessa käyttää vastavirtahuuhtelua, jotta hiilipöly huuhtoutuisi yläkautta viemäriin.

Taulukko 5. Rauman vesilaitoksen käyttämän raakaveden, aktiivihieლისუodattimelle tulevan veden ja käsitellyn veden laatu vuonna 1993

Ominaisuus	Raakaveden laatu		Aktiivihieლისუodattimelle tulevan veden laatu		Käsitellyn veden laatu	
	keski-arvo	vaihteluväli	keski-arvo	vaihteluväli	keski-arvo	vaihteluväli
lämpötila (oC)	9	2-20				
alumiini (mg/l)	0,76	0,17-1,54			0,07	0,05-0,10
sameus (FTU)	6,7	2,1-10,5	0,8		0,16	0,14-0,20
kok.pesäkeluku 35°C (kpl/ml)	1139	160-10215 ^a			3	2-4
mangaani (mg/l)	0,23	0,05-0,45			0,03	0,01-0,05
KMnO4 (mg/l)	47	32-60	6,8		4,3	2,9-5,4

^a Heinäkuussa saatiin suurin arvo. Tämä pois-lukien keskiarvo on 314 kpl/ml.

Flotaatioselkeytystä seuraavat viisi aktiivihiilisuodatinta ovat rinnan eli prosessista suodattimille jaettu vesi yhdistetään suodatuksen jälkeen (Kuva 18). Järjestelyn avulla yksittäisen suodattimen huonompi puhdistustulos ei heijastu voimakkaasti käsiteltävän veden laatuun. Yksittäisen suodattimen hiilikerroksen korkeus on yksi metri ja tilavuus n. 30 m³. Siten yhdessä suodattimessa on n. 15 tn aktiivihiiltä. Suodattimien mitoitusvirtaama on yhteensä 1000 m³/h todellisen virtaaman ollessa n. 700 m³/h. Mitoitettu *EBCT* on siten 9 min. ja todellinen *EBCT* n. 12 min. Kun yhden suodattimen materiaali on reaktivoitavana, vain neljä suodatinta on käytössä ja *EBCT* on n. 10 min. Suodatinvastuksen kehittyminen liian suureksi estetään vastavirtahuuhtelulla. Hiilipatjojen huuhtelu suoritetaan altapäin vedellä joka toinen päivä.



Kuva 18. Rauman vesilaitoksen aktiivihiilisuodattimia

Käytetty aktiivihiili reaktivoidaan vuoden välein siten, että kolmen suodattimen hiilet reaktivoidaan kevään aikana ja kahdet syksyllä. Keväällä raakaveden haju- ja makuhaitat ovat suurimmillaan. Reaktivoimisajankohtia säätämällä pyri-

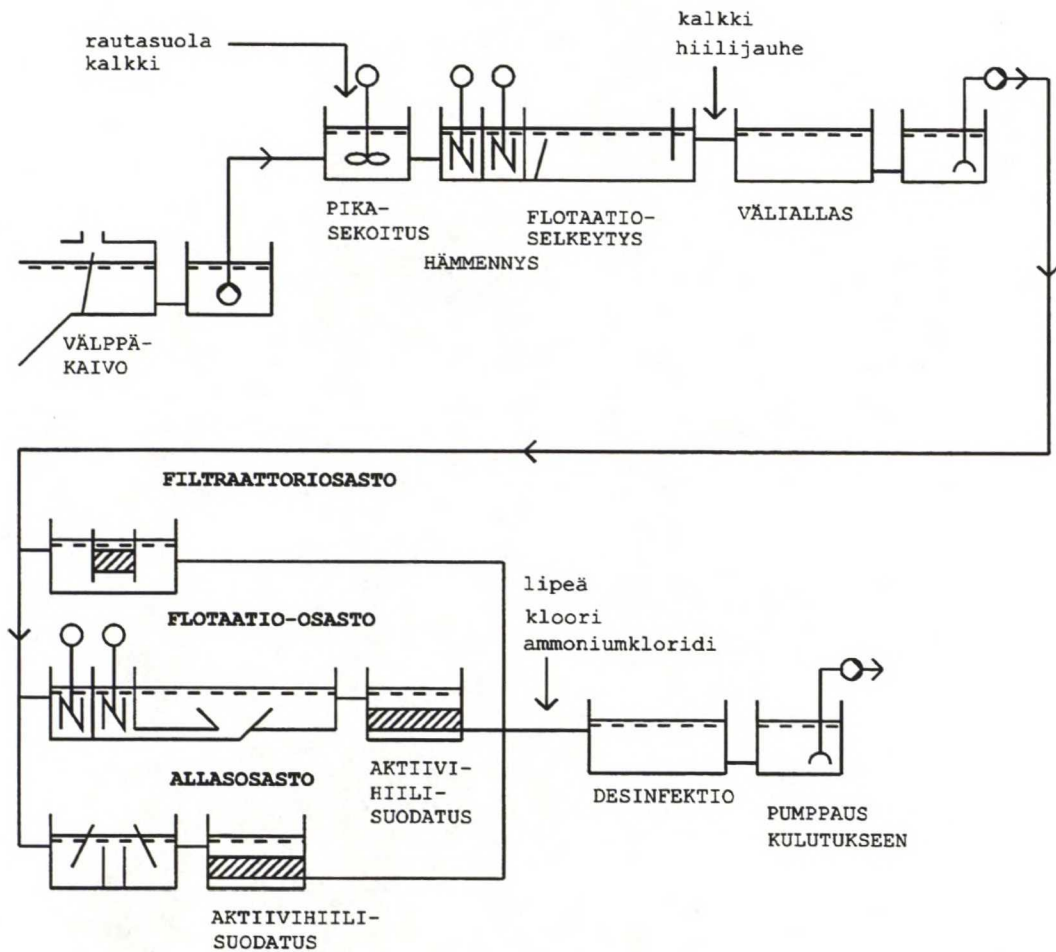
tään ajoittamaan parhaat puhdistustulokset kevään sulamisvesien aikaan. Vuoteen 1993 saakka hiilet reaktivoitiin Belgian Feluyssä Chemvironin uunissa. Merikuljetuksen hirtauden vuoksi menettely aiheutti suodatinta kohti noin kuu-kauden seisokin. Nykyään hiilen reaktivointi kilpailutetaan vuosittain ja jo kahtena vuonna (1993-94) kotimainen Silcarbon Finland Oy on antanut halvimman tarjouksen. Nopeampi kuljetus on mahdollistanut lyhyemmän seisokin ja lisäksi etuna pidetään luotettavuutta. Aiemmin reaktivoinnissa oli käytännössä mahdotonta valvoa, että palautettu hiili oli samaa kuin mitä reaktivointiin oli viety.

Veden laadun paranemista aktiivihiihli-suodatuksessa seurataan sameuden ja kaliumpermanganaattiluvun avulla (Taulukko 5). KMnO_4 -luvulla pyritään kuvaamaan orgaanisen aineen määrää käsiteltävässä vedessä. Aktiivihiihli-suodatetulla vedellä se oli v. 1993 keskimäärin 63 % tulevan veden vastaavasta arvosta. Suodattimeen vaihdetulla juuri reaktivoitulla hiihliellä vastaava luku (C_e/C_0) oli jopa 22 % (mittaus 11.5.1994). Koska suodattimilta lähtevän veden ominaisuuksia mitataan vain yhdistetystä vedestä, yksittäisten suodattimien läpäisykäyrien määrittäminen on mahdotonta. Jotta hiihlielle saataisiin mahdollisimman korkea käyttöaste, tulisi hiihlien adsorptio-ominaisuuksien muuttumista seurata suodatinkohtaisin mittauksin.

6.3 Turku

Halisten vesilaitos tuottaa yli 95 % Turun kaupungin käyttämästä vedestä. Raakavesilähteenä käytetyn Aurajoen organoleptinen laatu on huono keväällä, kesällä ja syksyllä (Taulukko 6). Keväällä laatuongelmat liittyvät geosmiiniin ja lietelannan levitykseen, kesällä leväkukintoihin ja syksyllä pelloilta valuviin hajua ja makua aiheuttaviin aineisiin (Wahlroos 1991). Lietelannan aiheuttamat ongelmat ovat ratkaisevasti vähentyneet valistuksen ja valvonnan avulla.

Vesi puhdistetaan kaksinkertaisella rautasaostuksella ja aktiivihiiლისuodatuksella (Kuva 19). II-selkeytyksessä toimivat rinnan flotaatio-osasto ja allasosasto (pystyselkeytys). Filtraattoriosasto ei ole käytössä, koska sen kapasiteettia ei tällä hetkellä tarvita. Sitä pidetään kuitenkin toimintavalmiina varajärjestelmänä. Veden laadun varmistamiseksi prosessiin voidaan syöttää myös jauhemaista aktiivihiiłtä, kun raakaveden laatu on erityisen huono tai osa suodattimien hiilistä on reaktivoitavana. Jauhemaisten aktiivihiiłien käyttöä varten on prosessiin varattu oma sekoituksella varustettu kontaktiallas, jossa hiilellä on noin 30 minuuttia aikaa adsorboida löytämiään epäpuhtauksia vedestä. Vuosittain verkostoon pumpattava vesimäärä on n. 18,5 milj.m³.



Kuva 19. Turun Halisten vesilaitoksen puhdistusprosessi

Rakeisen aktiivihiiilen käytön soveltuvuutta Halisten vesilaitoksen tarpeisiin alettiin tutkia 1970-luvun loppupuolella. Vuonna 1979 käynnistettiin pilot-kokeet, joiden tarkoituksena oli mm. löytää sopivin hiililaatu ja saada karkea kustannusarvio aktiivihiiilen käytöstä. Pilot-suodattimissa verrattiin viittä eri aktiivihiihililaatua keskenään. Hiilen paremmuutta mitattiin orgaanisen aineen poiston tehokkuudella ja organoleptisen laadun parantumisella. Orgaanisen aineen poistumista seurattiin UV-absorbanssilla ja KMnO_4 -luvulla jonka havaittiin korreloivan hyvin TOC:n kanssa kyseisellä vedellä. Lisäksi seurattiin sameuden kehittymistä. Noin neljän kuukauden ajan pilot-suodattimia käytettiin kuuden minuutin EBCT:llä.

Kokeen alussa orgaanisen aineen reduktio oli lähes 100 %, mutta poiston tehokkuus laski nopeasti kokeen aloittamisen jälkeen. Kivihiiлипohjainen aktiivihiiili näytti poistavan orgaanista ainetta ja sameutta tehokkaimmin. Organoleptisen laadun kokeet osoittivat, että hyvin orgaanista ainetta poistavat hiilet poistivat tehokkaasti myös hajua ja makua vedestä. Näiden kokeiden perusteella hajun ja maun poistamiseksi ko. vedestä hiili olisi reaktivoitava kolmen kuukauden välein (Wahlroos 1979,1991).

Taulukko 6. Turun Halisten vesilaitoksen käyttämän raakaveden ja käsitellyn veden laatu v. 1993

Ominaisuus	Raakaveden laatu		Käsitellyn veden laatu	
	keskiarvo	vaihteluväli	keskiarvo	vaihteluväli
lämpötila (°C)	6,5	0,1-21,0	8,1	0,6-21,0
alumiini (mg/l)	3,5	0,5-9,0	0,02	0,01-0,04
sameus (FTU)	69	10-240	0,07	0,05-0,15
kok.pesäkeluku	14685	400-89000	41	0-420
35°C (kpl/ml)				
mangaani (mg/l)	0,09	0,04-0,17	0,012	0,001-0,035
KMnO_4 (mg/l)	54	30-87	4,8	2,5-6,5

Vuonna 1980 käynnistetyissä täysimittakaavaisissa vedenkäsittelykokeissa pyrittiin löytämään sopivin prosessiyhdistelmä tehostettua vedenkäsittelyä varten. Aktiivihiiლისuodatusta testattiin sekä otsonoidulla että otsonoimattomalla

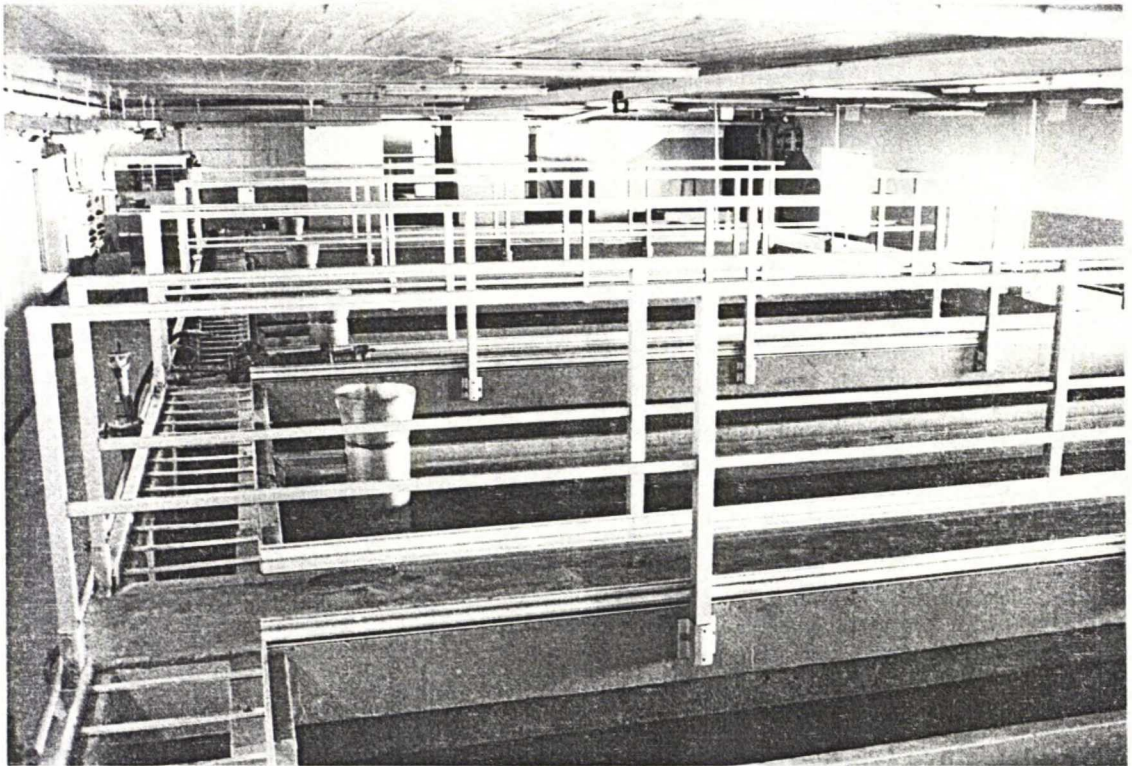
vedellä, siten että *EBCT* oli 7,5 min. Muita vaihtoehtoja olivat hidassuodatus ja hiekkasuodatus sekä niiden erilaiset kombinaatiot otsonoinnin kanssa. (Ala-Peijari 1981b)

Kokeissa aktiivihiilisuodatuksen reaktiivointiväliksi ilman otsonointia saatiin samat kolme kuukautta kuin aiemmissa kokeissa, mutta kun suodatusta edelsi otsonointi, orgaanisen aineen reduktio oli puolen vuoden päästä vielä 20 %. Hajun ja maun poistossa pelkkä aktiivihiilisuodatus ei kyennyt enää kolmen kuukauden kuluttua toimimaan tyydyttävästi. Kun suodatusta edelsi otsonointi, hajun ja maun reduktio oli vielä kolmen kuukauden kuluttua 75 %. Samanlaisesti suoritetuissa kokeissa, joissa otsonointia seurasi kaksi aktiivihiilisuodatinta sarjassa, vastaava reduktio oli 83 %. (Wahlroos 1991)

Vuosien 1975-82 aikana tehtyjen pilot- ja täyden mittakaavan kokeiden pohjalta päädyttiin toteamukseen, että orgaanisen aineen tehokkaalla poistolla voitaisiin poistaa myös suurin osa ko. veden laatuongelmista. Tämä voitaisiin toteuttaa edullisimmin koagulointia tehostamalla. Kokeissa saatujen tulosten perusteella määritetty aktiivihiilen kolmen kuukauden reaktiivointiväli voitaisiin siten harventaa muutama vuoteen. Tutkimustulosten pohjalta päädyttiin toteuttamaan ratkaisu, joka pienimmillä rakentamiskustannuksilla tuottaisi parhaan mahdollisen puhdistustuloksen. Vuoden 1985 loppuun mennessä suoritetuissa laajamittaisissa muutostöissä allasosaston jälkeiset 11 hiekkasuodatinta muutettiin aktiivihiilisuodattimiksi ja edeltävän prosessin humuksen poiston tehostamiseksi mm. alumiinisaostus muutettiin rautasaostukseksi. Syksyllä 1986 myös flotaatio-osaston jälkeiset 12 hiekkasuodatinta muutettiin aktiivihiilisuodattimiksi. (Kuva 20)

Hiekkasuodattimien muutostöissä pohjan suuttimet vaihdettiin pienirakoisemmiksi ja huuhtelutehoa lisättiin. Lisäksi suodattimen seinät ja pohja suojattiin korroosiolta niiltä kohdilta, joissa aktiivihiili on kosketuksissa betonin kans-

sa. Allasosaston jälkeisistä suodattimista viidessä on Aquasorb BG09 ja lopuissa Filtrasorb 200 aktiivihiiltä siten, että niiden yhteinen tilavuus on n. 300 m³. Flotaatio-osaston jälkeiset suodattimet on täytetty Filtrasorb 200 aktiivihiilellä siten, että niiden yhteinen tilavuus on n. 500 m³. Suodatinpatjan korkeus on yksi metri. Suodattimien EBCT vaihtelee välillä 20-30 min. Varalla olevaa filtraattoriosastoa ei varustettu aktiivihiilisuodattimilla, koska kokeissa havaittiin käytetyn aktiivihiilisuodattimen seisottamisen olevan ongelmallista. Suodattimessa alkoi anaerobinen hajotustoiminta, myös kokonaispesäkeluku ja nitriittien määrä kasvoivat (Wahlroos 1989).

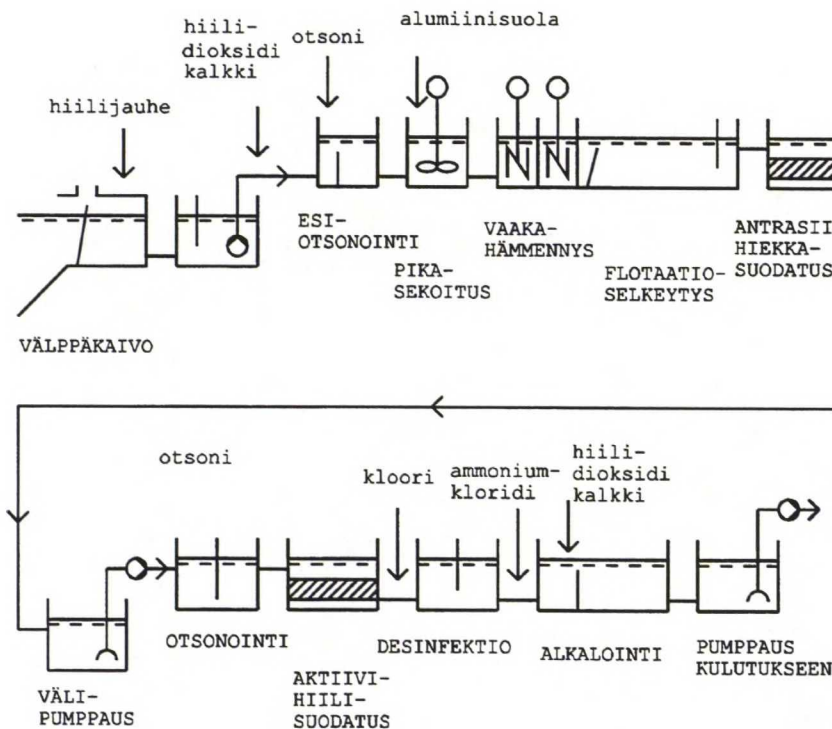


Kuva 20. Turun Halisten vesilaitoksen hiilisuodattimia

Käytetty aktiivihiili reaktivoidaan kahden vuoden välein siten, että kolmen suodattimen hiilet ovat aina kerrallaan reaktivoitavana. Hiilet reaktivoidaan loppukesän ja syksyn aikana. Reaktivointi suoritettiin aluksi Göteborgin vesilaitoksen uunissa, mutta nykyään hiilet kuljetetaan avokonteissa Vierumäelle Silcarbon Finland Oy:n reaktivoitavaksi.

6.4 Oulu

Oulun vesihuoltolaitoksen kaksi vedenpuhdistamoa, Hintta ja Kurkelanranta ottavat raakavetensä Oulujoesta (Taulukko 7). Raakavedessä on esiintynyt ajoittain pienehköjä määriä orgaanisia klooriyhdisteitä. Myös veden organoleptinen laatu on huono. Hintan vesilaitoksen puhdistusprosessi käsittää nykyisellään esiotsonoinnin, alumiinisaostuksen, flotaatio-selkeytyksen, hiekkasuodatuksen, otsonoinnin, aktiivihii-lisuodatuksen ja jälkikemikaloinnin (Kuva 21). Aktiivihiiiltä on mahdollisuus syöttää prosessiin myös jauhemaisena. Desinfektio suoritetaan kloorilla, joka sidotaan ammoniumkloridilla klooriamiiniksi tarkoituksena vähentää orgaanisten klooriyhdisteiden syntymistä. Kurkelanrannan vesilaitoksella aktiivihiiiltä käytetään ainoastaan jauhemaisena. Vesilaitosten yhteinen vuosittain verkostoon pumppaama vesimäärä on n. 10,6 milj.m³.



Kuva 21. Oulun Hintan vesilaitoksen puhdistusprosessi.

Hintan vesilaitos on käyttänyt aktiivihii-lisuodatusta vuoden 1993 elokuusta lähtien. Saman vuoden syyskuussa otet-

tiin käyttöön otsonointi. Esiotsonoinnilla pyritään parantamaan flokkausta sekä poistamaan leviä, hajua ja makua. Varsinaisen otsonoinnin tarkoituksena on toimia desinfektioaineena, poistaa hajua, makua, mutageenisuutta ja levätoksiineja sekä pilkkoa orgaanisia yhdisteitä helpommin biologisesti hajoaviksi. Neljän aktiivihiihli-suodattimen käytön tavoitteena on viimeistellä hajun ja maun parantuminen, vähentää adsorboituvien orgaanisten halogeenien (AOX) sekä orgaanisen aineen määrää. Orgaanisen aineen kokonaismäärän alentaminen myös biologisen toiminnan kautta vähentää kloorauksessa syntyviä orgaanisia klooriyhdisteitä.

Neljän aktiivihiihli-suodattimen yhteinen tilavuus on n. 300 m³ ja hiilipatjan korkeus kussakin suodattimessa on n. 2 m. Aktiivihiihli-suodattimien yhteinen pinta-ala on siten n. 150 m², jolloin mitoitusvirtaamalla 1100 m³/h EBCT:ksi saadaan 16 min. Kun todellinen virtaama vaihtelee välillä 700-900 m³/h, EBCT:ksi tulee 20-25 min. Kahdessa suodattimessa (S9 ja S10) käytetään Chemvironin Filtrasorb 400 aktiivihiihlä sekä kahdessa muussa (S11 ja S12) Deltakemin Carbon Link FY5 hiilä. Suodattimet ovat otsonoinnin jälkeen rinnan.

Taulukko 7. Oulun Hintan vesilaitoksen käyttämän raakaveden ja käsitellyn veden laatu

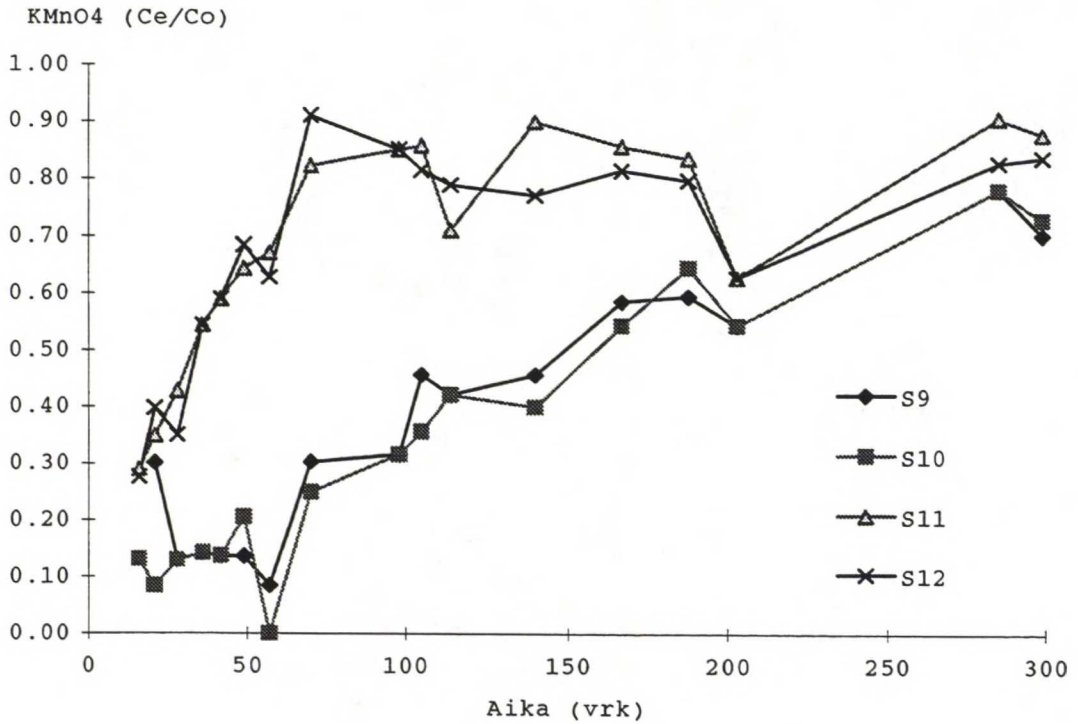
Ominaisuus	Raakaveden laatu v.1993		Käsitellyn veden laatu 1.9.1993-31.5.1994	
	keskiarvo	vaihteluväli	keskiarvo	vaihteluväli
alumiini (mg/l)	-	-	0,01	<0,01-0,03
sameus (FTU)	1,7	0,6-9,6	0,13	0,09-0,16
mangaani (mg/l)	0,02	<0,02-0,07	-	-
KMnO ₄ (mg/l)	42	33-73	4,1	1,4-6,2

Aktiivihiihli-suodattimet huuhdellaan kerran viikossa tarkoituksena poistaa biologisen toiminnan seurauksena syntyvä ylimääräinen eliökanta. Huuhtelu tapahtuu vedellä vastavirtahuuhteluna siten, että hiilipatja paisuu n. 30 %. Huuhtelupumpun tuotto on 1500 m³/h, jolloin suurin huuhtelunopeus on n. 39 m/h. Huuhteluteho säädetään suodatinkohtaisesti huuhtelulinjassa olevilla säätöventtiileillä. Huuhtelun oh-

jaus tapahtuu tietokoneavusteisesti, jolloin automatiikka hoitaa pumpun käynnistyksen sekä venttilien avaamisen ja sulkemisen. Huuhtelun jälkeen puhdasvesialtaan vedessä on havaittu huomattavaa sameuden lisääntymistä. Tutkittaessa asiaa havaittiin myös mm. orgaanisen aineen, alumiinin ja raudan pitoisuuksien nousevan flokkisakan irrotessa huuhdellulta suodattimelta lähtevään veteen. Vielä tunnin kulluttua huuhtelusta sameus oli lähes kymmenkertainen normaaliarvoon verrattuna. Ongelmaan haetaan ratkaisua erilaisia huuhtelujärjestelyjä kokeilemalla.

Aktiivihiihliisuodatusta edeltävä otsoniannos on n. 3 mg/l silloin, kun esiotsonointia ei käytetä ja n. 2 mg/l esiotsonoinnin ollessa käytössä. Koska aktiivihiihliisuodattimelle tuleva vesi sisältää otsonia, on allastilat eristetty muista tiloista väliseinin ja varustettu jatkuvatoimisilla otsonipitoisuuden mittausrakenteilla. Nämä sulkevat otsonaattorin, kun ilman otsonipitoisuus ylittää terveydellisen riskirajan. Aktiivihiihliisuodatinta huuhdellaessa ilmaan vapautuu otsonia, jonka vuoksi otsonaattori täytyykin kytkeä pois päältä ennen huuhtelun aloittamista. Myös hiihliisuodattimella olevan veden otsonipitoisuutta seurataan jatkuvatoimisesti.

Aktiivihiihliisuodattimien puhdistustuloksia seurataan suodatinkohtaisesti KMnO_4 -luvun, UV-absorbanssin (254 nm) ja kokonaispesäkeluvun määrittämisellä (Liite E). Kesäkuusta 1994 lähtien on seurattu myös happipitoisuutta sekä veden organoleptistä laatua. Pesäkeluvulla seurattuna aktiivihiihliisuodattimilta lähtevän veden bakteriologinen laatu on ollut hyvä koko suodattimien käyttöjakson ajan. Läpäisykäyristä nähdään, että hiihliiladulla on suuri merkitys orgaanisen aineen poiston tehokkuuteen (Kuva 22). Tarkoituksena on käyttää samoja hiihliä 2-3 vuotta, jonka jälkeen ne viedään reaktivoitavaksi. Läpäisykäyrien mukaan kymmenen kuukauden käytön jälkeen KMnO_4 -luvun reduktio on kuitenkin enää alle 30 %.



Kuva 22. Oulun Hintan vesilaitoksen aktiivihiilisuodattimien läpäisykäyrät KMnO_4 -luvun suhteen

Otsonoinnin ja aktiivihiilisuodatuksen toteuttamisen tärkeimmät tavoitteet olivat parantaa veden hajua ja makua sekä turvata hyvä hygieeninen taso mahdollisimman pienellä kloorin syötöllä. Talousveden organoleptisen laadun tarkkailutuloksista havaitaankin aktiivihiilisuodatuksen poistaneen huhtikuussa 1994 esiintyneitä haju- ja makuongelmia, joita Kurkelanrannan puhdistusprosessi ei kyennyt poistamaan. Myös veden kloorausta on voitu vähentää säilyttäen silti hyvä hygieeninen taso. Voidaankin siis katsoa, että vedenkäsittelyn tehostuksen tärkeimmät tavoitteet on saavutettu tähänastisten puhdistustulosten perusteella.

7. Kustannukset

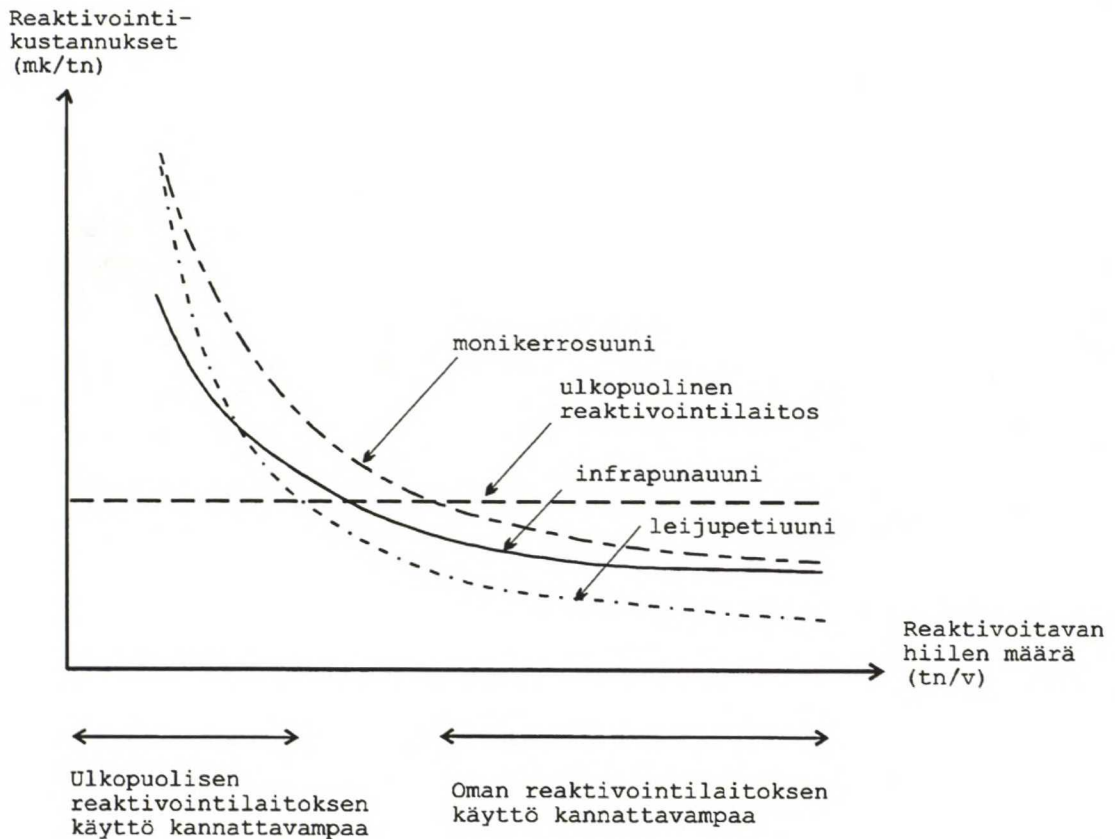
Aktiivihiihli-suodattimesta aiheutuu käyttö- ja rakentamiskustannuksia. Hiekkasuodattimesta muutettu aktiivihiihli-suodatin on rakentamiskustannuksiltaan halvempi, mutta käyttökustannuksiltaan kalliimpi kuin erillinen aktiivihiihli-suodatin. Erillisen suodattimen rakentamiskustannukset riippuvat suodattimen koosta, tarvittavan lisätilan saatavuudesta sekä muutoksista muihin prosessin osiin. Suodattimen koko määräytyy EBCT:n ja hiilen käyttömäärän perusteella. Pitkän EBCT:n järjestäminen vaatii paljon suodatintilavuutta, joka nostaa rakentamiskustannuksia. Vastaavasti käyttämällä ohutta suodatinpatja (lyhyt EBCT) voidaan alentaan rakentamiskustannuksia, mutta hiilen käytön hyötysuhde heikkenee ja reaktiivointiväli lyhenee.

Hiilen käyttömäärä kuvaa tarvittavaa hiilen määrää käsiteltävää vesikuutiota kohti ja siten luonnollisesti vaikuttaa kustannuksiin. Suodattimille tarvittavan tilan järjestäminen saattaa vaatia lisärakennuksia ja pitkiä putkituksia, jolloin rakentamiskustannukset muodostuvat suuremmiksi kuin jos tarvittavat tilat ovat jo olemassa. Käyttökustannuksiin vaikuttavat suodatinjärjestelyt ja erityisesti reaktiivointin tarve.

Paineellisen suodattimen käyttökustannukset ovat korkeammat kuin gravitaatiosuodattimen. Kun suodatettava vesimäärä on alle 40 m³/vrk, teräksinen painekontaktori on betonista gravitaatiosuodatinta edullisempi ratkaisu. Mikäli paineeron järjestäminen vaatii muutoksia prosessiin, aiheutuu lisäkustannuksia. Asettelemalla suodattimia sarjaan ja/tai rinnan voidaan parantaa hiilen käyttöastetta ja siten säästää käyttökustannuksissa. Lyhyt reaktiivointiväli nostaa käyttökustannuksia.

Hiilen reaktiivointi on kallein kustannuserä aktiivihiihli-suodattimen käytössä. Sen osuus on usein yli 50 % kokonaiskustannuksista (Oxendorf ja Lykins Jr. 1991). Hiilen reak-

tivointikustannukset muodostuvat reaktiivointilaitoksen ja kuljetusjärjestelmän pääomakustannuksista, uunin käyttö- ja kunnossapitokustannuksista sekä hiilihäviön takia tarvittavan ns. make-up hiilen kustannuksista. Jokainen osatekijä muodostaa noin kolmanneksen kokonaiskustannuksista (Waer ym. 1992). Helmikuussa 1994 Vierumäellä toimivan reaktiivointilaitoksen kuutiohinta reaktivoinnille oli 1750 mk. Hiilen edestakaisen kuljetuksen hinta vaihtelee nykyisillä laitoksilla välillä 120-350 mk/hiili- m^3 . Kun em. hintoihin lisätään liikevaihtovero ja make-up hiilen osuus kokonaiskustannukseksi tulee 2800-3000 mk/hiili- m^3 . Vertailun vuoksi mainittakoon, että uuden hiilen esim. Norit ROW 0,8 SUPRA:n hinta samaan aikaan oli n. 5800 mk/ m^3 . Hiilen reaktivoinnilla voidaan siis säästää jonkin verran verrattuna uusimiseen ottaen kuitenkin huomioon, että hiilen adsorptio-ominaisuudet muuttuvat reaktivoinnin aikana. Lisäksi välttytään ongelmalliselta käytetyn hiilen loppusijoittamiselta.



Kuva 23. Aktiivihiihen reaktiivointikustannukset hiilen määrän ja laitostyyppin suhteen (Adams ja Clark 1989)

Suurilla vedenpuhdistustamoilla käyttökustannuksia voidaan alentaa suorittamalla reaktiivointi laitoksella (Kuva 23). Oman reaktiivointilaitoksen kannattavuus riippuu ennen kaikkea reaktivoitavan hiilen määrästä. Kun vuosittain reaktivoitava hiilimäärä on pieni, on kannattavampaa käyttää ulkopuolista reaktivoimislaitosta. Hiilimäärän kasvaessa taas yksikkökustannukset pienenevät omalla laitoksella suoritettavassa reaktiivoinnissa. Eri lähteiden mukaan reaktiivointilaitoksella on kannattavaa kun päivittäinen hiilimäärä on yli 680-5440 kg (Clark ja Adams 1991). Reaktiivointikustannukset riippuvat lisäksi mm. käytettävästä uunityypistä. Suomessa nykyään aktiivihiiiltä käyttävien vesilaitosten käyttökustannukset aktiivihiiilen osalta vaihtelevat välillä 0,06-0,12 mk/käsitelty vesi-m³.

Amerikassa aktiivihiihli-suodattimien kustannusten alustavaa arviointia varten on kehitetty laskentamalli, joka perustuu olemassaolevien laitosten kustannustietoon (Adams ja Clark 1989, Adams ym. 1989). Malli ei sellaisenaan sovellu Suomen aktiivihiihli-suodatuslaitosten kustannusarvion tekoon, mutta samat riippuvuudet pätevät ja malli voisikin olla muunnettavissa huomioimaan poikkeavuudet. Jotta kulloistakin sovellusta varten saadaan alustava kustannusarvio, tulee aktiivihiihli-suodatuslaitoksen karkeat suunnitteluparametrit olla tiedossa. Tämän jälkeen voidaan laatia alustava yleis-suunnitelma, jonka perusteella lasketaan kustannusarvio.

8. Yhteenveto

Rakeista aktiivihhiiltä on alettu käyttää yleisemmin talousveden puhdistuksessa vasta toisen maailmansodan jälkeen. Rakeista aktiivihhiiltä käytetään aktiivihhiilisuodattimessa, jossa käsiteltävä vesi virtaa hiilipartikkelien lomitse. Puhdistusteho perustuu adsorptioon, jossa vedestä poistettava molekyyli tarttuu aktiivihhiilen erittäin huokoiselle pinnalle eli adsorboituu. Aktiivihhiilisuodattimessa esiintyy aina myös jossain määrin biologista toimintaa. Tällöin suodattimeen kehittyy mikrobikanta, joka käyttää ravintonaan hiilen adsorboimaa orgaanista ainetta ja näin vapauttaa adsorptiopaikkoja uusille molekyyleille.

Adsorptioon vaikuttavat aktiivihhiilen, veden ja puhdistettavien molekyylien ominaisuudet. Aktiivihhiilen ominaisuuksista adsorptioon vaikuttavat eniten pinta-ala, huokostilavuus ja -jakauma. Veden ominaisuuksista vaikuttavat eniten lämpötila ja pH. Puhdistettavien molekyylien ominaisuuksista vaikuttavat mm. liukoisuus, molekyylikoko ja polaarisuus. Adsorboitaessa vedestä määrättyjä komponentteja kilpaileva adsorptio heikentää hiilen adsorptiokapasiteettia.

Adsorptiotapahtuman havainnollistamiseen käytetään adsorptioisotermejä, jotka kuvaavat aktiivihhiilen kykyä adsorboida tiettyä komponenttia vedestä. Aktiivihhiilen käytön tehokkuus riippuu mm. veden viipymästä suodattimessa, jota kuvataan tyhjän pedin viiveellä, *EBCT*. *EBCT*:n ylimitoittaminen johtaa tarpeettoman suuriin suodatinrakenteisiin, mutta sen alimitoittaminen taas hiilen käytön tehottomuuteen ja sitä kautta korkeampiin käyttökustannuksiin. Suodattimen puhdistuskyvyn heikkenemistä ajan funktiona voidaan kuvata läpäisykäyrän avulla. Aktiivihhiilisuodattimen suunnittelun kannalta tärkeää mitoitustietoa saadaan adsorptioisotermien, matemaattisten mallien, pienoismalli- ja pilot-kokeiden avulla.

Kun aktiivihiihliisuodattimen puhdistusteho on heikentynyt alle hyväksyttävän puhdistustuloksen, hiili tulee uusia tai reaktivoida. Hiilen reaktivointi on edullisempi ratkaisu hiilen adsorptio-ominaisuuksien palauttamiseksi. Reaktivointi tapahtuu yleensä termisesti n. 850 °C lämpötilassa. Reaktiivoinnin onnistumiseen vaikuttavat mm. reaktivoitavan hiilen ominaisuudet, adsorboituneen aineen ominaisuudet sekä reaktiointiprosessin olosuhteet. Reaktiivoinnin onnistumista voidaan seurata mm. huokostilavuutta mittaavien metyylisiiniluvun ja jodiluvun määrittäyksillä. Reaktivointi ja siihen liittyvä hiilen siirto ovat kallein vaihe aktiivihiihliin käytössä.

Aktiivihiihliisuodatuksella pyritään poistamaan Suomessa paitsi hajua ja makua aiheuttavia komponentteja myös pieniä orgaanisia ainemääriä, joista muodostuu kloorauksessa trihalometaaneja ja jotka aiheuttavat bakteerien jälleenkasvua vesijohtoverkossa. Hiilen kyky poistaa orgaanista ainetta heikkenee nopeasti, mutta biologisen toiminnan ansiosta pitkäänkin käytössä olleilla suodattimilla voidaan poistaa vielä jonkin verran orgaanista ainetta. Hajua ja makua aiheuttavien komponenttien puhdistusteho säilyy vielä, kun hiilen kyky adsorboida orgaanista ainetta on jo oleellisesti heikentynyt. Em. käyttötarkoitusten lisäksi aktiivihiihliä käytetään vedenpuhdistuksessa dekllooraukseen ja eräiden toksisten tai mutageenisten komponenttien poistoon vedestä.

Aktiivihiihliisuodatuksen järjestely vaikuttaa mm. hiilen käytön tehokkuuteen. Suodattimen virtaussuunta voi vaihdella. Suodatin voi olla paineellinen tai gravitaatiosuodatin. Useampi suodatin voidaan asettaa rinnan, sarjaan tai edellisten yhdistelmäksi. Aktiivihiihliisuodattimet voidaan rakentaa olemassaolevista hiekkasuodattimista pienehköin muutostoin tai sijoittaa erillisiksi suodattimiksi prosessin loppuun ennen desinfektiota. Tällöin on mahdollistavaa tehostaa aktiivihiihliisuodatusta otsonoimalla vesi ennen suodatusta. Tosin otsonoinnin tehostavasta vaikutuksesta ei olla yksimielisiä.

Aktiivihiihliisuodatin tulee huuhdella vastavirtahuuhtelulla hiekkasuodattimen tapaan hydraulisten ominaisuuksien säilyttämiseksi, kiintoaineiden poistamiseksi ja tarvittaessa biologisen kasvun rajoittamiseksi. Suomen aktiivihiihiltä käytävillä vesilaitoksilla suodattimet huuhdellaan 1-3 kertaa viikossa. Huuhtelujen määrä tulisi minimoida, koska adsorptiotehokkuus heikkenee adsorptiovyöhykkeen sekoittumisen myötä.

Biologisella toiminnalla aktiivihiihliisuodattimessa voidaan vähentää vedestä etenkin biologisesti hajoavien yhdisteiden määrää, jolloin myös bakteerien jälleenkasvu verkostossa vähenee. Biologisen toiminnan määrä riippuu mm. käsiteltävän veden lämpötilasta ja viipymästä. Biologinen toiminta on melko heikkoa veden lämpötilan ollessa alle 12 °C. Viipymän kasvattaminen lisää biologista aktiviteettia. Biologisella aktiivihiihliisuodattimella vaarana on mikrobien karkaaminen suodattimelta käsiteltävään veteen. Aktiivihiihliisuodatusta edeltävä otsonointi pilkkoo orgaanisia molekyylejä pienemmiksi ja tekee niistä polaarisempia. Pienemmät molekyylit adsorboituvat ja hajoavat biologisesti paremmin, mutta polaarisuus heikentää adsorboituvuutta. Tutkijat eivät olekaan yksimielisiä otsonoinnin aktiivihiihliisuodatusta tehostavasta vaikutuksesta.

Helsingin vesi- ja viemärilaitos on tutkinut aktiivihiihliisuodatusta pilot-kokeilla lokakuusta 1993. Orgaanisen aineen poistoteho heikkeni melko nopeasti reduktiotasolle 20 %. Aktiivihiihli poisti myös orgaanisia klooriyhdisteitä ja jäännösalmiinia. Koejakson aikana veden lämpötila oli suurimmaksi osaksi alle +6° C. Tällöin biologinen toiminta aktiivihiihliisuodattimessa on melko vähäistä. Kokeita jatketaan.

LÄHDELUETTELO

- Adams J.Q., Clark R.M. 1989. Cost estimates for GAC treatment systems. Journal AWWA, Vol.81, No.1, s.35-42.
- Adams J.Q., Clark R.M., Miltner R.J. 1989. Controlling organics with GAC: a cost and performance analysis. Journal AWWA, Vol.81, No.4, s.132-140.
- Ala-Peijari T. 1981a. Aktiivihiilisuodatus. Vedenpuhdistuksen uutta tekniikkaa. INSKO 24-81V. 17 s.
- Ala-Peijari T. 1981b. Turun kaupunki. Veden käsittelykokeet Halisten vesilaitoksella. Oy Vesi-Hydro Ab, 45 s.
- AWWA 1981. Activated carbon. Theme introduction. Journal AWWA, Vol.73, No.8, s.391.
- Bablon G.P., Ventresque C., Aïm R.B. 1988. Developing a sand-GAC filter to achieve high-rate biological filtration. Journal AWWA, Vol.80, No.12, s.47-53.
- Berger M., Kaukonen M.-R. 1984. Humus - raakavesiemme erikoisuus. TKK, Rakennusinsinööriosasto, Vesitekniikan laitos, julkaisu 34. Espoo. 73 s.
- Bilello L.J., Beaudet B.A. 1983. Evaluation of activated carbon by the dynamic minicolumn adsorption technique. Treatment of water by granular activated carbon. American Chemical Society, Washington, D.C. s.213-246.
- Bouwer E.J., Crowe P.B. 1988. Biological processes in drinking water treatment. Journal AWWA, Vol.80, No.9, s.82-93.
- Brattebø H., Kaastrup E. 1985. Fjerning av humus i drikkevann. Ozonering og adsorpsjon på granulært aktivt kull. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskingsråd. Prosjektrapport 32/85. Trondheim. 47 s.
- Cairo P.R., Coyle J.T., Davis J.J., Neukrug H.M., Suffet I.H., Wicklund A. 1982. Evaluating regenerated activated carbon through laboratory and pilot-column studies. Journal AWWA, Vol.74, No.2, s.94-102.

- Camper A.K., Broadaway S.C., LeChavallier M.W., McFeters G.A. 1987. Operational variables and the release of colonized granular activated carbon particles in drinking water. *Journal AWWA*, Vol.79, No.5, s.70-74.
- Cannon F.S., Snoeyink V.L., Lee R.G., Dagois G., DeWolfe J.R. 1993. Effect of calcium in field-spent GACs on pore development during regeneration. *Journal AWWA*, Vol.85, No.3, s.76-89.
- Carlson M.A., Heffernan K.M., Ziesemer C.C., Snyder E.G. 1994. Comparing two GACs for adsorption and biostabilization. *Journal AWWA*, Vol.86, No.3, s.91-102.
- Carter M.C., Weber Jr.W.J., Olmstead K.P. 1992. Effects of background dissolved organic matter on TCE adsorption by GAC. *Journal AWWA*, Vol.84, No.8, s.81-91.
- Cini R., Pantani F., Sorace G. 1980. Physicochemical aspects of the use of activated carbon in drinking water treatment. Activated carbon adsorption of organics from the aqueous phase, Vol.1, Ann Arbor Science Publishers. s.425-446.
- Clark R.M., Adams J. 1991. Evaluation of BAT for VOC:s in drinking water. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, Vol.117, No.2, s.247-268.
- Crittenden J.C., Berrigan J.K., Hand D.W. 1986. Design of rapid small-scale adsorption tests for a constant diffusivity. *Journal WPCF*, Vol.58, No.4, s.312-319.
- Crittenden J.C., Hand D.W., Arora H., Lykins Jr.B.W. 1987. Design considerations for GAC treatment of organic chemicals. *Journal AWWA*, Vol.79, No.1, s.74-82.
- Crittenden J.C., Reddy P.S., Arora H., Trynoski J., Hand D.W., Perram D.L., Summers R.S. 1991. Predicting GAC performance with rapid small-scale column tests. *Journal AWWA*, Vol.83, No.1, s.77-87.

- ✦ Crittenden J.C., Vaitheeswaran K., Hand D.W., Howe E.W., Aieta E.M., Tate C.H., McGuire M.J., Davis M.K. 1993. Removal of dissolved organic carbon using granular activated carbon. *Water Research*, Vol.27, No.4, s.715-721.
- Culp R.L., Clark R.M. 1983. Granular activated carbon installations. *Journal AWWA*, Vol.75, No.8, s.398-405.
- Decrémont. 1991. *Water treatment handbook*, 6th edition, 1459 s.
- DeMarco J., Miller R., Davis D., Cole C. 1983. Experiences in operating a full-scale granular activated-carbon system with on-site reactivation. *Treatment of water by granular activated carbon*. American Chemical Society, Washington, D.C. s.525-563.
- DeMarco J., Miller R. Hartman D.J. 1988. Discovery and elimination of dioxins from a carbon reactivation process. *Journal AWWA*, Vol.80, No.3, s.66-72.
- ✦ DeWaters J.E., DiGiano F.A. 1990. The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed. *Journal AWWA*, Vol.82, No.8, s.69-75.
- Dixon K.L., Lee R.G. 1991. The effect of sulfur-based reducing agents and GAC filtration on chlorine dioxide by-products. *Journal AWWA*, Vol.83, No.5, s.48-55
- Dugan G.L., Gee H.K., Oshiro K.M., Lau L.S. 1984. Activated carbon adsorption of low concentration organic pesticides in water. *Water Resources Research Center*. University of Hawaii at Manoa. Technical report No.166. 53 s.
- Ekono. 1988. *Aktiivihiilen ympäristönsuojelukäyttö*. Päätös-yhteenveto. Espoo. 18 s.
- Ettala M., Koskela J. 1992. Kloorifenolipitoisten pohjavesien käsittely aktiivihiilisuodatuksella ja aktiivilietemenetelmällä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisu* 116. Helsinki. 45 s.

- Falconer I.R., Runnegar M.T.C., Buckley T., Huyn V.L., Bradshaw P. 1989. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. *Journal AWWA*, Vol.81, No.2, s.102-105.
- + Faust S.D., Aly O.M. 1987. Adsorption processes for water treatment. Butterworths, Stoneham MA, 509 s.
- Fløgstad H., Brattebø H. 1986. Behandling av humusvann med Ozon/GAC. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskingsråd. Prosjektrapport 54/86. Trondheim. 62 s.
- Fox P., Suidan M.T., Bandy J.T. 1990. A comparison of media types in acetate fed expanded-bed anaerobic reactors. *Water Research*, Vol.24, No.7, s.827-835.
- Frick B.R., Sontheimer H. 1983. Adsorption equilibria in multisolute mixtures of known and unknown composition. *Treatment of water by granular activated carbon*. American Chemical Society, Washington, D.C., s.247-268.
- + Gammie L., Giesbrecht G. 1987. Operation of full-scale granular activated contactors for removal of organics. *Treatment of drinking water for organic contaminants*. Pergamon Press. s.67-86.
- Gonce N., Voudrias E. 1994. Removal of chlorite and chlorate ions from water using granular activated carbon. *Water research*, Vol.28, No.5, s.1059-1069.
- Graese S.L., Snoeyink V.L., Lee R.G. 1987. Granular activated carbon filter-adsorber systems, *Journal AWWA*, Vol.79, No.12, s.64-74.
- Halme K. 1989. Aktiivihiilisuodatus talousveden käsittelyssä. *Kunnalliselämä* 7-8/1989, s.33-35.
- Halme K. 1990. Pintavedestä valmistetun talousveden laadun parantaminen tehostetulla käsittelyllä. *Vesitalous* 1/1990, s.22-24.
- Hand D.W., Crittenden J.C., Thacker W.E. 1984. Simplified models for design of fixed-bed adsorption systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, Vol.110, s.440-452.

- + Harrington G.W., DiGiano F.A. 1989. Adsorption equilibria of natural organic matter after ozonation. Journal AWWA, Vol.81, No.6, s.93-101.
- Heinonen E. 1970. Hajun ja maun poisto vedenpuhdistamossa. Käyttöveden puhdistus, jatkokäsittely ja valvontatoimenpiteet. INSKO 23-70VII. 25 s.
- Hiisvirta L., Sauri M. 1994. Bromaatit ja orgaaniset bromiyhdisteet Suomen vesissä. Vesitalous 3/1994, s.5-6.
- Holst J., Martens B., Gulyas H., Greiser N., Sekoulov I. 1991. Aerobic biological regeneration of dichloromethane-loaded activated carbon. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.117, No.2, s.194-208.
- Huck P.M. 1990. Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. Journal AWWA, Vol.82, No.7, s.78-86.
- + Hutchinson D.H., Robinson C.W. 1990. A microbial regeneration process for granular activated carbon. Water Research, Vol.24, No.10, s.1209-1223.
- Hyde R.A., Hill D.G., Zabel T.F. Burke T. 1987. Replacing sand with GAC in rapid gravity filters. Journal AWWA, Vol.79, No.12, s.33-38.
- + Häikiö E. 1994. Water quality changes in the Helsinki pipeline network. Short report. Journal Water SRT - Aqua, Vol.43, No.2, s.103-105.
- Hällis B. 1992. Pietarsaaren uusitun vesilaitoksen puhdistustulokset. Juomavesipäivät Vaasassa 13.-14.10.1992. 15 s.
- Isoaho S., Valve M. 1986. Vesikemian perusteet. Otakustantamo 846. Helsinki. 246 s.
- Juhola A.J. 1970. Optimization of regeneration procedures for granular activated carbon. U.S. Environmental Protection Agency. Report No.17020 DAO.
- Järvinen A., Pelkonen M., Vartiainen T. 1990. Upgrading the removal of humic substances and mutagen precursors in water treatment. 7 s. (ei julk.)

- Kaksonen M. 1992. Pietarsaaren vesihuolto. Kunnallistekniikka 4/1992, s.10-11.
- Kantanen P. 1982. Adsorption käyttö vedenpuhdistuksessa. Vesilaitoskemia. INSKO 181-82IV. 17 s.
- Keijola A.-M., Himberg K., Esala A.-L., Sivonen K., Hiisvirta L., Laine S. 1988. Sinilevätoksiinien käyttäytyminen vedenkäsittelyssä. Vesitalous 2/1988, s.1-6.
- Kiuru H. 1991. Vesijohtoveden laatu Suomessa sekä sitä koskevat vaatimukset ja tavoitteet. Vesitalous 5/1991, s.25-26.
- + Knappe D.R.U., Snoeyink V.L., Dagois G., DeWolfe J.R. 1992. Effect of calcium on thermal regeneration of GAC. Journal AWWA, Vol.84, No.8, s.73-80.
- Koch B., Ostermann M., Höke H., Hempel D.-C. 1991. Sand and activated carbon as biofilm carriers for microbial degradation of phenols and nitrogen-containing aromatic compounds. Water Research, Vol.25, No.1, s.1-8.
- † Koffskey W.E., Lykins Jr.B.W. 1990. GAC adsorption and infrared reactivation: a case study. Journal AWWA, Vol.82, No.1, s.48-56.
- Kornegay B.H. 1979. Control of synthetic organic chemicals by activated carbon - theory, application and regeneration alternatives. Seminar on control of organic chemicals in drinking water. U.S. Environmental Protection Agency.
- Kuennen R.W., Dyke K.V., Crittenden J.C., Hand D.W. 1989. Predicting the multicomponent removal of surrogate compounds by a fixed-bed adsorber. Journal AWWA, Vol.81, No.12, s.46-58.
- Kuennen R.W., Taylor R.M., Van Dyke K., Groenevelt K. 1992. Removing lead from drinking water with a point-of-use GAC fixed-bed adsorber. Journal AWWA, Vol.84, No.2, s.91-101.

- Lahti K., Lepistö L., Niemi J., Färdig M. 1993. Eri pinta- ja pohjavesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien (sinilevien) poistossa. Vesitalous 4/1993, s.31-35.
- ✦ Lalezary S., Pirbazari M., McGuire M.J. 1986. Evaluating activated carbons for removing low concentrations of taste- and odor-producing organics. Journal AWWA, Vol.78, No.11, s.76-82.
- ✦ Lee M.C., Snoeyink V.L., Crittenden J.C. 1981. Activated carbon adsorption of humic substances. Journal AWWA, Vol.73, No.8, s.440-446.
- Lykins Jr. B.W., Koffsky W., Miller R.G. 1987. Organic contaminants control: pilot-scale studies at Jefferson Parish, Louisiana. Treatment of drinking water for organic contaminants. Pergamon Press. s.263-282.
- Lykins Jr. B.W., Clark R.M., Adams J.Q. 1988. Granular activated carbon for controlling THMs. Journal AWWA, Vol.80, No.5, s.85-92.
- Markkanen T. 1990. Veden käsittelyn tehostaminen. Vesitalous 4/1990, s.18-19.
- McGuire M.J., Davis M.K., Tate C.H., Aietä E.M., Howe E.W., Crittenden J.C. 1991. Evaluating GAC for trihalomethane control. Journal AWWA, Vol.83, No.1, s.38-48.
- ✦ Miller G., Rice R., Robson C. 1980. Large-scale applications of granular activated carbon with ozone pretreatment. Activated carbon adsorption of organics from the aqueous phase, Vol.2, Ann Arbor Science Publishers. s.323-347.
- Miller R., Westerhoff G.P. 1992. New GAC plant helps Cincinnati meet drinking water regulations. Water/Engineering and Management, Vol.139, No.12, s.20-21.

- Munz C., Walther J.-L., Baldauf G., Boller M., Bland R. 1990. Evaluating layered upflow carbon adsorption for the removal of trace organic contaminants. Journal AWWA, Vol.82, No.3, s.63-76.
- Myry J. 1991. Vesilaitoksen mahdollisuudet poistaa levien aiheuttamat maku- ja hajuhaitat. Vesitalous 6/1991, s.14-18.
- Najm I.N., Snoeyink V.L., Lykins Jr.B.W., Adams J.Q. 1991a. Using powdered activated carbon: a critical review. Journal AWWA, Vol.83, No.1, s.65-75.
- Najm I.N., Snoeyink V.L., Richard Y. 1991b. Effect of initial concentration of a SOC in natural water on its adsorption by activated carbon. Journal AWWA, Vol.83, No.8, s.57-63.
- * Newcombe G., Drikas M. 1993. Chemical regeneration of granular activated carbon from an operating water treatment plant. Water Research, Vol.27, No.1, s.161-165.
- Nieminen M., Silvasti R. 1993. Tutkimusselostus N:o POV3268/93. VTT, Polttoainetekniikan laboratorio, (ei julk.)
- Noll K.E., Gounaris V., Hou W.-S. 1992. Adsorption technology for air and water pollution control. Lewis Publishers, Inc., Michigan, 347 s.
- Oxenford J.L., Lykins Jr. B.W. 1991. Conference summary: practical aspects of the design and use of GAC. Journal AWWA, Vol.83, No.1, s.58-64.
- Pelkonen M., Järvinen A. 1989. Humuksen poiston tehostamisen vedenkäsittelyssä otsonoinnin ja suodatuksen avulla. 12 s. (ei julk.)
- Pirbazari M., Badriyha B.N., Miltner R.J. 1991. GAC adsorber design for removal of chlorinated pesticides. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.117, No.1, s.80-100.

- Pirbazari M., Badriyha B.N., Kim S.-H., Miltner R.J. 1992. Evaluating GAC adsorbers for the removal of PCBs and toxaphene. *Journal AWWA*, Vol.84, No.2, s.83-90.
- Pirbazari M., Ravindran V., Badriyha B.N., Craig S., McGuire M.J. 1993. GAC adsorber design protocol for the removal of off-flavours. *Water Research*, Vol.27, No.7, s.1153-1166.
- Qi S., Snoeyink V.L., Beck E.A., Koffskey W.E., Lykins Jr.B.W. 1992. Using isotherms to predict GAC's capacity for synthetic organics. *Journal AWWA*, Vol.84, No.9, s.113-120.
- + Randte S.J., Jepsen C.P. 1981. Chemical pretreatment for activated carbon adsorption. *Journal AWWA*, Vol.73, No.8, s.411-419.
- + Randte S.J., Jepsen C.P. 1982. Effects of salts on activated carbon adsorption of fulvic acids. *Journal AWWA*, Vol.74, No.2, s.84-93.
- + Randte S.J., Snoeyink V.L. 1983. Evaluating GAC adsorptive capacity. *Journal AWWA*, Vol.75, No.8, s.406-413.
- Ranta J. 1981. Mikrohuokoisuuden merkitys aktiivihiiilen adsorptio-ominaisuuksia arvosteltaessa. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Poltto- ja voiteluainelaboratorio. Tiedonanto 39. Espoo. 113 s.
- Ranta J., Asplund D. 1977. Aktiivihiiilen soveltuvuus juomaveden puhdistukseen. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Poltto- ja voiteluainelaboratorio. Tiedonanto 16. Espoo. 23 s.
- + Roberts P.V., Summers R.S. 1982. Performance of granular activated carbon for total organic carbon removal. *Journal AWWA*, Vol.74, No.2, s.113-118.
- Roponen R. 1983. Juomaveden haju- ja makuhaitat. Esimerkkinä Kuopion kaupungin vesilaitoksen tuottama vesi. Pro gradu -tutkielma, Kuopion korkeakoulun yhdyskuntahygienian laitos, 109 s.

- Rosane M.R., Deithorn R.T., Lutchko J.R., Wagner N.J. 1980. High-pressure technique for rapid screening of activated carbons for use in potable water. Activated carbon adsorption of organics from the aqueous phase, Vol.1, Ann Arbor Science Publishers. s.309-316.
- + Roy D., Wang G.-T., Adrian D.D. 1993. A simplified solution technique for carbon adsorption model. Water Research, Vol.27, No.6, s.1033-1040.
- Seppänen H. 1989. Vesihygienia ja desinfektio. Otatieto 528. Helsinki. 150 s.
- Servais P., Billen G., Ventresque C., Bablon G.P. 1991. Microbial activity in GAC filters at the Choise-le-Roi treatment plant. Journal AWWA, Vol.83, No.2, s.62-68.
- Servais P., Billen G., Bouilliot P., Benezet M. 1992. A pilot study of biological GAC filtration in drinking-water treatment. Journal Water SRT - Aqua, Vol.41, No.3, s.163-168.
- Smit R. 1994. Silcarbon-Aktivkohlen. Sorten und Anwendungen. 12 s.
- + Smith E.H. 1991. Evaluation of multicomponent adsorption equilibria for organic mixtures onto activated carbon. Water Research, Vol.25, No.2, s.125-134.
- Snoeyink V.L. 1983. Control strategy - adsorption techniques. Occurrence and removal of volatile organic chemicals from drinking water. KIWA/AWWARF Report, Denver, Colo., s.155-203.
- Snoeyink V.L. 1990. Adsorption of organic compounds. Water quality and treatment. American Water Works Association s.781-875.
- Sontheimer H., Hubele C. 1987. The use of ozone and granular activated carbon in drinking water treatment. Treatment of drinking water for organic contaminants. Pergamon Press. s.45-66.

- Speitel Jr. G.E., DiGiano F.A. 1987. The bioregeneration of GAC used to treat micropollutants. Journal AWWA, Vol.79, No.1, s.64-73.
- Speitel Jr. G.E., Turakhia M.H., Lu C.-J. 1989. Initiation of micropollutant biodegradation in virgin GAC columns. Journal AWWA, Vol.81, No.4, s.168-176.
- Speth T.F., Miltner R.J. 1989. Effect of preloading on the scale-up of GAC microcolumns. Journal AWWA, Vol.81, No.4, s.141-148.
- Speth T.F., Miltner R.J. 1990. Technical note: adsorption capacity of GAC for synthetic organics. Journal AWWA, Vol.82, No.2, s.72-75.
- + Speth T.F. 1991. Evaluating capacities of GAC preloaded with natural water. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.117, No.1, s.66-79.
- Standard methods for examination of water and wastewater. 1985. 16th ed., Port City Press, Maryland, USA. s.85-92.
- Stewart M.H., Wolfe R.L., Means E.G. 1990. Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking water. Applied and Environmental Microbiology, Vol.56, No.12, s.3822-3829.
- Summers R.S., Haist B., Koehler J., Ritz J., Zimmer G., Sontheimer H. 1989. The influence of background organic matter on GAC adsorption. Journal AWWA, Vol.81, No.5, s.66-74.
- Talvila-Ruonila M. 1991. Talousveden käsittely biofilmiaktiivihäilisuodattimella. Diplomityö. TKK. Kemian tekniikan laitos. 84 s.
- Talvila-Ruonila M., Järvinen A., Kajosaari E., Linko P. 1992. Biological activity in activated carbon filters in the treatment of humus water. 6 s. (ei julk.)

- Taylor G., Hillis P., Walker I. 1993. Pilot-plant trials on River Dee Water at Huntington. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, Vol.7, No.4, s.333-343.
- Thacker W.E., Snoeyink V.L., Crittenden J.C. 1983. Desorption of compounds during operation of GAC adsorption systems. *Journal AWWA*, Vol.75, No.3, s.144-149.
- Tjeder A., Lind M., Kristensson A., Stening I. 1989. Uppgradering av ett befintligt ytvattenverk vattenverket borg i Norrköping. *Vatten*, Vol.45, No.1, s.102-113.
- Tuhkanen T. 1992. Talousveden otsonoinnista. *Vesitalous* 5/1992, s.23-25.
- Urano K., Yamoto E., Tonegawa M., Fujie K. 1991. Adsorption of chlorinated organic compounds on activated carbon from water. *Water Research*, Vol.25, No.12, s.1459-1464.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1973. Process design manual for carbon adsorption. 118 s.
- Van der Kooij D. 1983. Biological processes in carbon filters. Activated carbon in drinking water technology. *KIWA/AWWARF Report*, Denver, Colo., s.119-152.
- Van Vliet B.M. 1985. Regeneration principles. *Proc. symposium on design and operation of plants for the recovery of gold by activated carbon*. South African Institute of Mining and metallurgy, Johannesburg.
- Vesihallitus. 1984. Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Toinen, korjattu painos. *Vesihallituksen julkaisu* 40.
- Von Kienle H., Bäder E. 1980. Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 213 s.
- Vuori E., Himberg K., Waris M., Niinivaara K. 1991. Sinilevätoksiinien poistaminen juomavedestä pienten vesimäärien puhdistamiseen tarkoitetuilla laitteilla. *Vesitalous* 2/1991, s.1-3.

- + Waer M.A., Snoeyink V.L., Mallon K.L. 1992. Carbon regeneration: dependence on time and temperature. Journal AWWA, Vol.84, No.3, s.82-91.
- Waer M.A., Snoeyink V.L. 1994. Effects of oxidant on thermal regeneration of granular activated carbon. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.120, No.1, s.190-201.
- Wahlroos G. 1979. Aktiivihiilikokeet 20.7.-13.11.1979. Turun kaupunki. Halisten vesilaitos. 9 s. (ei julk.)
- Wahlroos G. 1989. Aktiivihiilen käyttö veden laadun parantajana. Veden käsittelyn uutta tekniikkaa. Ammattienedistämislaitos, AEL-kurssi 7.-8.9.1989. 15 s.
- Wahlroos G. 1991. The realization of activated-carbon filtration in a water purification process for highly humic water by prior two-stage iron (III) salt coagulation. Journal Water SRT-Aqua, Vol.40, No.4, s.211-216.
- Wasatjerna G., Hällis B., Ala-Peijari T. 1992. Kokemuksia Pietarsaaren vesilaitoksen tehostetusta käsittelystä. Vesitalous 1/1992, s.26-30.
- Weber Jr.W.J., Van Vliet B.M. 1980. Fundamental concepts for application of activated carbon in water and wastewater treatment. Activated carbon adsorption of organics from the aqueous phase, Vol.1, Ann Arbor Science Publishers. s.15-41.
- Weber Jr.W.J., Van Vliet B.M. 1981. Synthetic adsorbents and activated carbons for water treatment. Journal AWWA, Vol.73, No.8, s.420-431.
- + Weber Jr.W.J., Voice T.C., Jodellah A. 1983. Adsorption of humic substances: the effects of heterogeneity and system characteristics. Journal AWWA, Vol.75, No.12, s.612-619.

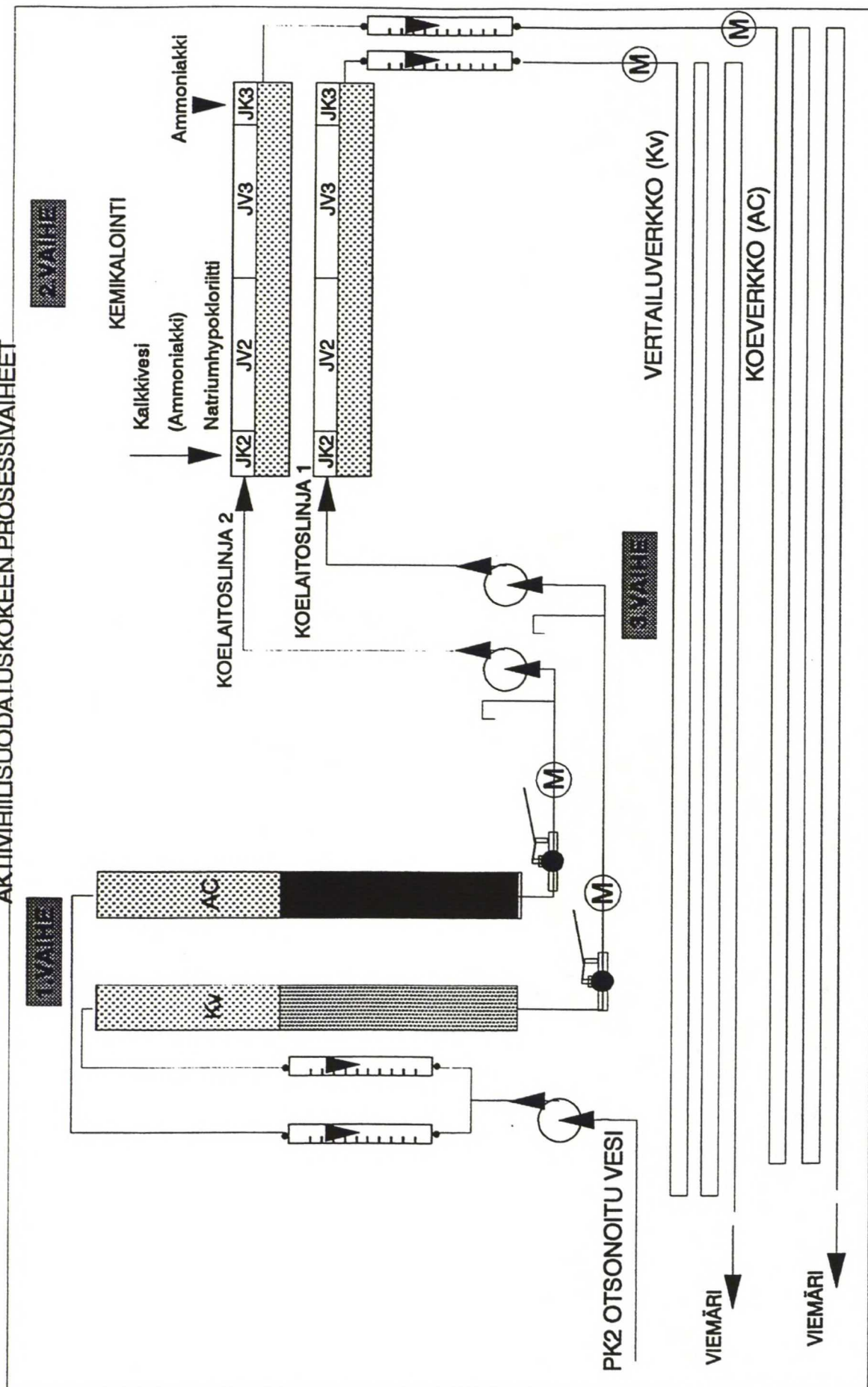
- † Wiesner M.R., Rook J.J., Fiessinger F. 1987a. Optimization of organic removal through the water treatment process: sand replacement or post-adsorber for granular activated carbon filtration. Treatment of drinking water for organic contaminants. Pergamon Press. s.87-105.
- Wiesner M.R., Rook J.J., Fiessinger F. 1987b. Optimizing the placement of GAC filtration units. Journal AWWA, Vol.79, No.12, s.33-38.
- † Wilmanski K., Lipinski K. 1989. Adsorption kinetics in GAC systems for water treatment. Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.115, No.1, s.91-108.
- ✕ Xiaojian Z., Zhansheng W., Xiashen G. 1991. Simple combination of biodegradation and carbon adsorption - the mechanism of the biological activated carbon process. Water Research, Vol.25, No.2, s.165-172.
- Yohe T.L., Suffet I.H., Cairo P.R. 1981. Specific organic removals by granular activated pilot contactors. Journal AWWA, Vol.73, No.8, s.402-410.

Yhdiste	K(mg/g)	1/n
PCB	14100	1,03
Bis(2-ethylhexyl phthalate)	11300	1,5
Heptachlor	9320	0,92
Heptachlor epoxide	2120	0,75
Butylbenzyl phthalate	1520	1,26
Toxxaphene	950	0,74
Endosulfan sulfate	686	0,81
Endrin	666	0,80
Fluoranthene	664	0,61
Aldrin	651	0,92
PCB-1232	630	0,73
3-Endosulfan	615	0,83
Dieldrin	606	0,51
Alachlor	479	0,26
Hexachlorobenzene	450	0,60
Pentachlorophenol	436	0,34
Anthracene	376	0,70
4-Nitrobiphenyl	370	0,27
Fluorene	330	0,28
Styrene	327	0,48
DDT	322	0,50
2-Acetylaminofluorene	318	0,12
α -BHC	303	0,43
Anethole	300	0,42
3,3-Dichlorobenzidine	300	0,20
γ -BHC (lindane)	285	0,43
2-Chloronaphthalene	280	0,46
Phenylmercuric acetate	270	0,44
Carbofuran	266	0,41
1,2-Dichlorobenzene	263	0,38
Hexachlorobutadiene	258	0,45
p-Nonylphenol	250	0,37
4-Dimethylaminoazobenzene	249	0,24
PCB-1221	242	0,70
DDE	232	0,37
m-Xylene	230	0,75
Acridine yellow	230	0,12
Dibromochloropropane (DBCP)	224	0,51
Benzidine dihydrochloride	220	0,37
β -BHC	220	0,49
n-Butylphthalate	220	0,45
n-Nitrosodiphenylamine	220	0,37
Silvex	215	0,38
Phenanthrene	215	0,44
Dimethylphenylcarbinol	210	0,34
4-Aminobiphenyl	200	0,26
β -Naphthol	200	0,26
p-Xylene	200	0,42
α -Endosulfan	194	0,50
Chlordane	190	0,33
Acenaphthene	190	0,36
4,4'-Methylene-bis-(2-chloroaniline)	190	0,64

Yhdiste	K(mg/g)	1/n
Benzo(k)fluoranthene	181	0,57
Acridine orange	180	0,29
α -Naphthol	180	0,32
Ethylbenzene	175	0,53
o-Xylene	174	0,47
4,6-Dinitro-o-cresol	169	0,27
α -Naphthylamine	160	0,34
2,4-Dichlorophenol	157	0,15
1,2,4-Trichlorobenzene	157	0,31
2,4,6-Trichlorophenol	155	0,40
β -Naphthylamine	150	0,30
2,4-Dinitrotoluene	146	0,31
2,6-Dinitrotoluene	145	0,32
4-Bromophenyl phenyl ether	144	0,68
p-Nitroaniline	140	0,27
1,1-Diphenylhydrazine	135	0,16
Naphthalene	132	0,42
Aldicarb	132	0,40
1-Chloro-2-nitrobenzene	130	0,46
p-Chlorometacresol	124	0,16
1,4-Dichlorobenzene	121	0,47
Benzothiazole	120	0,27
Diphenylamine	120	0,31
Guanine	120	0,40
1,3-Dichlorobenzene	118	0,45
Acenaphthylene	115	0,37
Methoxychlor	115	0,36
4-Chlorophenyl phenyl ether	111	0,26
Diethyl phthalate	110	0,27
Toluene	100	0,35
2-Nitrophenol	99	0,34
Dimethyl phthalate	97	0,41
Hexachloroethane	97	0,38
2,4-Dimethylphenol	78	0,44
4-Nitrophenol	76	0,25
Acetophenone	74	0,44
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalene	74	0,81
Adenine	71	0,38
Dibenzo(a,h)anthracene	69	0,75
Nitrobenzene	68	0,43
2,4-D	67	0,27
3,4-Benzofluoranthene	57	0,37
2-Chlorophenol	51	0,41
Tetrachloroethylene	51	0,56
o-Anisidine	50	0,34
5-Bromouracil	44	0,47
Benzo(a)pyrene	34	0,44
2,4-Dinitrophenol	33	0,61
Isophorone	32	0,39
Trichloroethylene	28	0,62
Thymine	27	0,51
5-Chlorouracil	25	0,58
N-Nitrosodi-n-propylamine	24	0,26
Bis(2-Chloroisopropyl)ether	24	0,57

Yhdiste	K(mg/g)	1/n
1,2-Dibromoethene (EDB)	22	0,46
Phenol	21	0,54
Bromoform	20	0,52
1,2-Dichloropropane	19	0,59
1,2-trans-Dichloroethylene	14	0,45
cis-1,2-Dichloroethylene	12	0,59
Carbon tetrachloride	11	0,83
Bis(2-Chloroethoxy) methane	11	0,65
Uracil	11	0,63
Benzol(g,h,i)perylene	11	0,37
1,1,2,2-Tetrachloroethane	11	0,37
1,2-Dichloropropene	8,2	0,46
Dichlorobromomethane	7,9	0,61
Cyclohexanone	6,2	0,75
1,1,2-Trichloroethane	5,8	0,60
Trichlorofluoromethane	5,6	0,24
5-Fluorouracil	5,5	1,0
1,1-Dichloroethylene	4,9	0,54
Dibromochloromethane	4,8	0,34
2-Chloroethyl vinyl ether	3,9	0,80
1,2-Dichloroethane	3,6	0,83
Chloroform	2,6	0,73
1,1,1-Trichloroethane	2,5	0,34
1,1-Dichloroethane	1,8	0,53
Acrylonitrile	1,4	0,51
Methylene chloride	1,3	1,16
Acrolein	1,2	0,65
Cytosine	1,1	1,6
Benzene	1,0	1,6
Ethylenediaminetetraacetic acid	0,86	1,5
Benzoic acid	0,76	1,8
Chloroethane	0,59	0,95
N-Dimethylnitrosamine	$6,8 \times 10^{-5}$	6,6

AKTIIVIHILISUODATUSKOEEN PROSESSIVAIHEET



ANALYYSITULOKSET													
V. 1993-4	NÄYTEPISTE 10 (OTSONOITU VESI)												
	PVM	PH-ARVO	ALKALIT.	SAMEUS	AL-JÄÄN.	RAUTA	TOC	LÄMPÖTILA	CL2-JÄÄN.	KOK. PES.L.	KOK. PES.L.	THM	AOX
		YKS.	MVAL/L	NTU	MG/L	MG/L	MG/L	C°	MG/L	KPL/ML 35 C°	KPL/ML 20 C°	µG/L	µG/L
12.10.				0.04	0.05		3.3	10.8		14	36		
14.10.				0.04			3.3	10.8					
19.10.				0.04	0.05		3.3	10.2		4	17		10
21.10.				0.03			3.5						
26.10.				0.04	0.03			9.6		0	0		
28.10.				0.03			3.2						
2.11.				0.04	0.07		3.1	9.2		1	3		10
3.11.				0.04			3.1	8.8					
9.11.				0.06	0.09		3.3	8.1		1	0		
11.11.				0.05			3.3	7.8					
16.11.				0.09	0.06		3.4	6.8		0	0		<5
23.11.				0.08	0.04		2.9			1	0		
25.11.				0.08			2.9	6.2					
30.11.				0.10	0.02		3.3	5.4		1	0		9
2.12.				0.06			3.3	5.2					
7.12.				0.07	0.04		3.0	4.8		0	0		
9.12.				0.05			3.0	5.0					
14.12.				0.04	0.04		3.2	4.5		0	0		9
16.12.				0.04			3.2	4.5					
28.12.				0.05	0.03		3.3	4.1		0	0		14
30.12.				0.05			3.3	4.1					
3.1.				0.04	0.01		3.2	4.2		0	0		
11.1.				0.06	0.03		3.3	4.2		0	0		
13.1.				0.05			3.3	4.2					
18.1.					0.03		3.2	4.1		0	0		
20.1.				0.11			3.4	4.1					
25.1.				0.13	0.04		3.3	4.2		0	0		<0.5
1.2.				0.12	0.08		3.2	3.6		0	0		
8.2.				0.09	0.04		3.2	3.6		0	0		10
15.2.				0.08	0.03		2.9	3.7		0	0		
22.2.				0.06	0.03		3.4	3.8		1	1		10
1.3.				0.07	0.05		2.8	3.6		0	0		
8.3.				0.06	0.04		3.0	3.7		1	2		20
15.3.				0.06	0.04		2.9	3.8		0	0		
22.3.				0.07	0.06		2.9	4.0		0	0		<0.5
29.3.				0.08	0.06		2.9	3.8		0	1		
12.4.				0.09	0.05		2.8	4.4		0	0		5
3.5.				0.10	0.07		2.9	4.7		0	0		
10.5.				0.08	0.06		2.8	5.0		3	0		14
17.5.				0.08	0.04		2.9	5.3		0	0		8

ANALYYSITULOKSET													
NÄYTEPISTE 11 (AC-SUODATETTU VESI)													
V.1993-4	PVM	pH-ARVO YKS.	ALKALIT. MVAL/L	SAMEUS NTU	AL-JÄÄN. MG/L	RAUTA MG/L	TOC MG/L	LÄMPÖTILA C°	CL2-JÄÄN. MG/L	KOK.PES.L. KPL/ML 20 C° n.800	KOK.PES.L. KPL/ML 35 C° 170	THM µG/L	AOX µG/L
	12.10.			0.03	0.01		0.5	11.0					
	14.10.			0.04			0.4	11.0					
	19.10.			0.03	0.01		0.4	10.2		n.1000	n.1000		<5
	21.10.			0.03			0.4	10.0					
	26.10.			0.03	<0.01			9.7		>1000	>1000		
	28.10.			0.03	0.03		0.5	9.5					
	2.11.			0.03	0.02		0.4	9.2		>1000	n.800		
	3.11.			0.03			0.4	8.9					
	9.11.			0.04	0.01		0.6	8.6		>1000	27		
	11.11.			0.04			0.6	8.1					
	16.11.			0.07	0.01		0.8	7.2		212	15		<5
	23.11.			0.06	0.01		1.0	6.0		414	64		
	25.11.			0.07			1.0	5.8					
	30.11.			0.05	0.01		1.4	5.6		n.500	23		<5
	2.12.			0.06			1.5	5.3					
	7.12.			0.15	0.01		1.4	5.0		268	11		
	9.12.			0.04			1.4	5.1					
	14.12.			0.03	0.01		1.8	4.7		170	0		9
	16.12.			0.03			1.8	4.5					
	28.12.			0.05	0.01		2.0	4.1		380	360		5
	30.12.			0.03			2.1	4.2					
	3.1.			0.04	0.01		2.1	4.3		31	2		
	11.1.			0.06	0.01		2.2	4.3		80	1		
	13.1.			0.05			2.1	4.3					
	18.1.				0.01		2.3	4.1		0	1		
	20.1.			0.14			2.4	4.1					
	25.1.			0.09	0.02		2.3	4.3		16	0		0
	1.2.			0.08	0.02		2.4	3.6		230	87		
	8.2.			0.06	0.01		2.3	3.6		133	47		6
	15.2.			0.05	0.01		2.1	3.8		62	0		
	22.2.			0.07	0.01		2.5	3.8		79	5		6
	1.3.			0.07	0.02		2	3.8		33	0		
	8.3.			0.05	0.01		2.2	4.0		167	19		7
	15.3.			0.04	0.01		2.3	4.1		159	162		
	22.3.			0.05	0.02		2.2	4.3		105	28		0
	29.3.			0.06	0.02		2.2	4.1		32	18		
	12.4.			0.05	0.02		2.8	4.7		42	10		0
	3.5.			0.05	0.02		2.4	5.0		72	3		
	10.5.			0.04	0.02		2.4	5.3		15	0		11
	17.5.			0.06	0.01		2.4	5.6		122	27		17

V.1993-4	ANALYYSITULOKSET											
	NÄYTEPISTE 12 (AC-PUHDISTETTU VESI)											
	pH-ARVO YKS.	ALKALIT. MVAL/L	SAMEUS NTU	AL-JÄÄN. MG/L	RAUTA MG/L	TOC MG/L	LÄMPÖTILA C°	CL2-JÄÄN. MG/L	KOK.PES.L. KPL/ML 20 C°	KOK.PES.L. KPL/ML 35 C°	THM µG/L	AOX µG/L
12.10.												
14.10.												
19.10.												
21.10.												
26.10.												
28.10.												
2.11.												
3.11.												
9.11.	8.91	1.10	0.06		0.02		8.6	2.00	54	0		
11.11.												
16.11.	8.50	1.06	0.07		<0.01		8.6	1.90	0	0	0.90	<5
23.11.	8.30	0.64	0.05		<0.01		6.0	0.16	0	0		
25.11.												
30.11.	8.52	0.65	0.07		<0.01		6.1	0.15	0	1	1.46	7
2.12.												
7.12.	8.63	0.68	0.05		0.01		5.7	0.25	0	0		
9.12.												
14.12.	8.41	0.64	0.03		0.01		5.3	0.25	1	0	1.80	14
16.12.												
28.12.	8.43	0.63	0.04		<0.01		4.6	0.28	0	0	2.40	23
30.12.							4.9					
3.1.	8.38	0.64	0.04		0.01		5.2	0.35	0	1		
11.1.	8.32	0.63	0.04		<0.01		5.1	0.26	0	0	1.90	
13.1.												
18.1.	8.62	0.64	0.06		0.01		4.7	0.27	0	0		
20.1.												
25.1.	8.61	0.63	0.04		0.00		5.0	0.31	1	0	2.30	15
1.2.	8.49	0.64	0.04		0.01		4.1	0.34	0	0		
8.2.	8.63	0.64	0.04		0.00		4.1	0.61	0	0	2.30	26
15.2.	8.60	0.63	0.04		0.00		4.6	0.40	0	0		
22.2.	8.65	0.67	0.04		0		4.5	0.31	1	0	2.90	27
1.3.	8.61	0.67	0.05		0		4.4	0.27	1	0		
8.3.	8.41	0.67	0.04		0		5.0	0.32	1	0	2.10	32
15.3.	8.82	0.69	0.03		0		5.1	0.31	0	0		
22.3.	8.21	0.64	0.06		0		5.3	0.45	1	3	1.70	16
29.3.	8.20	0.63	0.05		0		5.2	0.42	0	0		
12.4.	8.31	0.65	0.09		0		5.8	0.42	0	2	1.64	41
3.5.	8.36	0.63	0.04		0		6.0	0.41	16	0		
10.5.	8.19	0.61	0.04		0.25		6.3	0.37	34	0	2.70	33
17.5.	8.22	0.64	0.04		0		6.3	0.35	0	0	2.80	20

ANALYYSITULOKSET												
NÄYTEPISTE 13 (AC-KOEVERKKO VESI)												
PVM	PH-ARVO	ALKALIT.	SAMEUS	AL-JÄÄN.	RAUTA	TOC	LÄMPÖTILA	CL2-JÄÄN.	KOK.PES.L.	KOK.PES.L.	THM	AOX
	YKS.	MVAL/L	NTU	MGL	MGL	MGL	C°	MGL	KPL/ML 20 C°	KPL/ML 35 C°	µG/L	µG/L
12.10.												
14.10.												
19.10.												
21.10.												
26.10.												
28.10.												
2.11.												
3.11.												
9.11.												
11.11.												
16.11.	8.40	1.02	0.32		0.11	1.0	8.2	0.39	0	0	23.70	57
23.11.	8.30	0.66	0.77		0.26	1.0	7.9	0.04	117	53		
25.11.												
30.11.	8.44	0.67	0.76		0.22	1.2	7.7	0.02	101	34	3.00	19
2.12.												
7.12.	8.06	0.68	0.73		0.22	1.3	7.6	0.05	28	14		
9.12.												
14.12.	8.30	0.67	0.61		0.21	1.6	7.4	0.03	154	1	1.50	15
16.12.												
28.12.	8.28	0.63	0.37		0.26	2.0	7.1	0.02	n.400	2	4.00	38
30.12.												
3.1.	8.18	0.63	0.39		0.27	2.1	7.1	0.08	1	0		
11.1.	8.19	0.65	0.31		0.24	2.1	7.1	0.06	1	0	2.10	
13.1.												
18.1.	8.38	0.64	0.50		0.30	2.2	7.1	0.05	0	0		
20.1.												
25.1.	8.39	0.65	0.61		0.27	2.1	6.9	0.07	1	0	2.70	15
1.2.	8.35	0.67	0.58		0.34	2.3	6.8	0.06	4	7		
8.2.	8.29	0.65	0.39		0.23	2.1	6.7	0.04	190	200	0.00	15
15.2.	8.43	0.64	0.40		0.33	2.0	6.6	0.08	2	0		
22.2.	8.49	0.68	0.45		0.22	2.4	6.7	0.07	0	0	2.80	26
1.3.	8.48	0.67	0.44		0.24	1.9	6.5	0.06	4	0		
8.3.	8.28	0.68	0.45		0.25	2.1	6.5	0.07	10	0	2.20	26
15.3.	8.63	0.69	0.75		0.28	2.2	6.5	0.05	8	0		
22.3.	8.08	0.64	1.00		0.49	2.2	6.7	0.06	5	3	2.40	22
29.3.	8.02	0.63	0.22		0.25	2.2	6.4	0.06	3	5		
12.4.	8.17	0.66	0.21		0.18	2.3	6.6	0.06	1	0	2.61	21
3.5.	8.28	0.64	2.30		0.64	2.3	6.8	0.04	112	2		
10.5.	8.08	0.62	0.12		0.20	2.6	6.3	0.10	4	4	3.70	30
17.5.	8.06	0.64	0.12		0.24	2.4	6.4	0.05	17	2	2.70	30

ANALYYSITULOKSET													
NÄYTEPISTE 21 (KV-HIEKKASUODATETTU VESI)													
PVM	PH-ARVO	ALKALIT.	SAMEUS	AL-JÄÄN.	RAUTA	TOC	LÄMPÖTILA	CL2-JÄÄN.	KOK.PES.L.	KOK.PES.L.	THM	AOX	
	YKS.	MVAL/L	NTU	MG/L	MG/L	MG/L	C°	MG/L	KPL/ML 20 C°	KPL/ML 35 C°	µG/L	µG/L	
12.10.			0.04	0.03		2.0	11.0		>1000	n.480			
14.10.			0.03			2.6	11.0						
19.10.			0.03	0.04		2.7	10.3		n.1000	830		<5	
21.10.			0.03			2.9	10.0						
26.10.			0.03	0.02			9.7		>1000	684			
28.10.			0.03			2.9	9.5						
2.11.			0.03	0.05		3.0	9.2		>1000	334			
3.11.			0.03			2.8	8.9						
9.11.			0.04	0.05		3.0	8.1		>1000	>1000			
11.11.			0.04			3.0	8.1						
16.11.			0.07	0.05		3.3	7.7		178	70		7	
23.11.			0.06	0.03		2.8	6.4		148	52			
25.11.			0.05			2.7	6.0						
30.11.			0.08	0.03		3.0	5.6		340	69		5	
2.12.			0.06			3.1	5.3						
7.12.			0.08	0.02		2.8	5.0		55	7			
9.12.			0.05			2.8	5.3						
14.12.			0.07	0.02		3.1	4.6		34	4		14	
16.12.			0.04			3.1							
28.12.			0.04	0.02		3.2	4.1		26	33		19	
30.12.			0.04			3.3	4.2						
3.1.			0.04	0.02		3.2	4.3		157	18			
11.1.			0.05	0.02		3.2	4.3		130	12			
13.1.			0.05			3.1	4.2						
18.1.				0.02		3.1	4.1		26	0			
20.1.			0.16			3.2	4.1						
25.1.			0.05	0.03		3.1	4.3		16	0		0	
1.2.			0.08	0.03		3.2	3.6		91	26			
8.2.			0.05	0.02		3.1	3.6		65	224		16	
15.2.			0.05	0.02		2.8	3.8		35	10			
22.2.			0.04	0.01		3.2	3.8		42	5		15	
1.3.			0.04	0.03		2.6	3.8		13	0			
8.3.			0.04	0.02		2.8	4.0		50	27		12	
15.3.			0.05	0.02		2.7	4.1		6	30			
22.3.			0.05	0.03		2.8	4.3		1	3		0	
29.3.			0.06	0.03		2.8	4.1		6	6			
12.4.			0.04	0.02		2.7	4.8		28	5		16	
3.5.			0.06	0.04		2.8	5.0		2	4			
10.5.			0.05	0.04		2.8	5.3		3	3		13	
17.5.			0.05	0.02		2.8	5.7		44	34		10	

ANALYYSITULOKSET												
NÄYTEPISTE 22 (Kv-PUHDISTETTU VESI)												
PVM	pH-ARVO YKS.	ALKALIT. MVAL/L	SAMEUS NTU	AL-JÄÄN. MG/L	RAUTA MG/L	TOC MG/L	LÄMPÖTILA C°	CL ₂ -JÄÄN. MG/L	KOK.PES.L. KPL/ML 20 C°	KOK.PES.L. KPL/ML 35 C°	THM µG/L	AOX µG/L
12.10.												
14.10.												
19.10.												
21.10.												
26.10.												
28.10.												
2.11.												
3.11.												
9.11.	9.18	1.10	0.06		0.01		8.1	1.50	2	0		
11.11.												
16.11.	8.50	1.05	0.05		<0.01		7.4	1.70	0	0	7.10	54
23.11.	8.20	0.62	0.04		<0.01		6.7	0.05	0	1		
25.11.												
30.11.	8.42	0.63	0.05		<0.01		6.1	0.12	0	0	2.70	42
2.12.												
7.12.	8.28	0.67	0.08		0.01		5.9	0.20	0	0		
9.12.												
14.12.	8.32	0.64	0.07		0.01		4.4	0.24	0	0	3.40	39
16.12.												
28.12.	8.31	0.61	0.05		0.01		4.4	0.38	0	0	4.80	57
30.12.							5.0					
3.1.	8.37	0.66	0.04		0.02		5.2	0.47	0	0		
11.1.	8.25	0.63	0.04		0.01		5.1	0.53	0	0	4.80	
13.1.												
18.1.	8.38	0.63	0.06		0.02		4.7	0.43	0	1		
20.1.												
25.1.	8.45	0.62	0.04		0.01		5.0	0.29	0	0	3.40	30
1.2.	8.34	0.64	0.04		0.01		4.1	0.20	0	0		
8.2.	8.26	0.62	0.04		0.01		4.2	0.25	0	1	1.80	31
15.2.	8.36	0.62	0.04		0.00		4.8	0.47	2	1		
22.2.	8.52	0.66	0.04		0		5.8	0.33	0	0	3.90	44
1.3.	8.53	0.65	0.05		0		5.6	0.34	0	0		
8.3.	8.23	0.67	0.04		0.01		5.0	0.37	1	3	2.40	30
15.3.	8.25	0.65	0.03		0		5.1	0.27	0	2		
22.3.	8.11	0.62	0.03		0		5.4	0.39	0	0	1.90	23
29.3.	7.95	0.62	0.04		0		5.2	0.39	2	5		
12.4.	8.37	0.66	0.04		0		6.0	0.38	1	3	1.78	48
3.5.	8.42	0.65	0.04		0		6.0	0.30	0	0		
10.5.	8.25	0.61	0.04		0.06		6.4	0.30	2	3	2.50	28
17.5.	8.15	0.64	0.04		0		6.4	0.32	1	4	2.50	35

ANALYYSITULOKSET												
NÄYTEPISTE 23 (Kv-VERTAILUVERKKO VESI)												
PVM	pH-ARVO	ALKALIT.	SAAMEUS	AL-JÄÄN.	RAUTA	TOC	LÄMPÖTILA	CL2-JÄÄN.	KOK.PES.L.	KOK.PES.L.	THM	AOX
	YKS.	MVAL/L	NTU	MG/L	MG/L	MG/L	C°	MG/L	KPL/ML 20 C°	KPL/ML 35 C°	µG/L	µG/L
12.10.												
14.10.												
19.10.												
21.10.												
26.10.												
28.10.												
2.11.												
3.11.												
9.11.												
11.11.												
16.11.	8.40	1.03	0.25		0.09	3.1	8.3	0.20	0	0	43.60	440
23.11.	8.30	0.66	0.22		0.20	2.7	8.1	0.03	640	508		
25.11.												
30.11.	8.43	0.66	0.23		0.20	2.9	7.7	0.02	n.1000	320	3.00	42
2.12.												
7.12.	8.06	0.68	0.19		0.18	2.7	7.1	0.02	>1000	53		
9.12.												
14.12.	8.22	0.67	0.32		0.20	3.0	7.4	0.05	420	6	3.70	43
16.12.												
28.12.	8.26	0.62	0.14		0.23	3.2	7.2	0.01	234	63	5.30	57
30.12.												
3.1.	8.15	0.62	0.19		0.25	3.1	7.1	0.11	0	0		
11.1.	8.17	0.66	0.19		0.24	3.1	7.1	0.11	0	0	5.70	
13.1.												
18.1.	8.35	0.65	0.31		0.26	3.1	7.1	0.11	0	0		
20.1.												
25.1.	8.35	0.65	0.42		0.30	3.0	6.9	0.09	7	0	3.70	33
1.2.	8.29	0.67	0.45		0.38	3.1	6.8	0.04	51	0		
8.2.	8.21	0.63	0.34		0.23	3.0	6.8	0.05	34	0	1.80	32
15.2.	8.26	0.63	0.20		0.33	2.6	6.6	0.15	19	3		
22.2.	8.38	0.67	0.21		0.24	3.2	6.8	0.07	8	1	3.10	48
1.3.	8.29	0.67	0.22		0.23	2.6	6.6	0.05	12	0		
8.3.	8.19	0.66	0.20		0.24	2.9	6.6	0.05	12	1	2.70	37
15.3.	8.30	0.67	0.17		0.24	2.8	6.5	0.04	12	1		
22.3.	8.03	0.64	0.20		0.30	2.7	6.6	0.06	0	0	2.90	30
29.3.	7.96	0.63	0.17		0.26	2.7	6.4	0.06	4	0		
12.4.	8.21	0.66	0.20		0.25	2.8	6.6	0.06	9	4	2.12	33
3.5.	8.21	0.63	2.50		0.92	2.8	6.8	0.05	61	1		
10.5.	8.18	0.62	0.20		0.34	2.7	6.4	0.20	15	4	2.90	38
17.5.	8.09	0.64	0.15		0.38	2.7	6.4	0.09	29	1	2.90	31

**PUHDASVEDEN JA PÄIJÄNNE-TUNNELIN VEDEN TÄRKEIMMÄT FYSIKAALISET JA KEMIAALLISET
OMINAISUUDET V. 1993**

joka toinen kuukausi tehtyjen analyysien mukaan (1)

					Pitkäkoski			Vanhakaupunki		
		Päijänne-tunnelin vesi			Puhdasvesi			Puhdasvesi		
		K.arvo	Keskihaj.	Suurin	K.arvo	Keskihaj.	Suurin	K.arvo	Keskihaj.	Suurin
Lämpötila	°C	6.3	3.8	11.6	6.5	4.0	12.0	6.4	3.7	11.7
- (pienin, min.)				(2.5)			(2.6)			(2.8)
Väri	mg/l Pt	19	1	20	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sameus	FTU	0.20	0.04	0.26	0.04	0.01	0.05	0.05	0.01	0.07
Sähkönjohtavuus	mS/m	7.7	0.1	7.9	15.5	1.6	18.7	15.4	1.3	18.0
pH	pH-yks.	7.20	0.20	7.40	8.66	0.05	8.73	8.52	0.31	8.80
- (pienin, min.)				(6.9)			(8.6)			(7.9)
Kiintoaine		0.2	0.2	0.6						
Alkaliteetti	mval/l	0.26	0.01	0.27	0.67	0.17	1.00	0.67	0.16	0.99
Bikarbonaatit		15.9	0.5	16	41.0	10.5	61	40.8	10.1	60
Kovuus	°dH	1.2	0.1	1.2	3.0	0.5	3.9	2.9	0.5	3.9
Hiilihapo, CO2		2.5	0.6	3.3	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.6
Kokonaiskloori, Cl2					0.61	0.10	0.80	0.64	0.07	0.72
Vapaa kloori, Cl2					0.05	0.02	0.07	0.07	0.01	0.08
Haihdutusjäännös		53	2.8	57	90	6.6	102	88	6.5	101
Hehkutusjäännös		31	7.6	38	67	17.7	89	68	18.2	89
Hehkutushävio		22	6.2	34	23	15.8	55	20	15.8	52
KMnO4-luku		21	0.5	21	5.9	0.4	6.4	5.7	0.4	6.2
COD (Mn)	mg/l O2	5.2	0.1	5.3	1.5	0.1	1.6	1.4	0.1	1.6
Epäorg. hiili, TIC		3.2	0.1	3.3	7.3	1.4	9.7	7.2	1.2	9.6
Org. kok. hiili, TOC		6.3	0.1	6.4	3.0	0.1	3.2	3.0	0.2	3.3
Org. kloori, AOX	µg/l	32	4.5	37	34	24.8	65	31	18.4	60
Trihalometaanit, summa	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.7
Happi, O2		11.7	2.4	14.5	14.4	2.0	16.9	12.8	1.5	14.5
Hapen kyl. aste	% O2	94	11.8	107	118	7.9	126	103	3.3	107
Ammoniumtyppi, NH4-N		<0.01	<0.01	<0.01	0.15	0.03	0.18	0.13	0.01	0.14
Nitriittityppi, NO2-N		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Nitraattityppi, NO3-N		0.26	0.04	0.29	0.27	0.04	0.31	0.28	0.03	0.32
Kokonaistyyppi, N		0.44	0.05	0.51	0.56	0.06	0.66	0.51	0.05	0.56
Kokonaisfosfori, P		0.016	0.007	0.023	0.011	0.009	0.027	0.010	0.007	0.020
Piihapo, SiO2		2.0	0.2	2.2	1.8	0.3	2.2	1.8	0.3	2.2
Sulfaattirikki, SO2-S		3.2	0.1	3.4	7.6	0.4	8.3	7.5	0.3	7.7
Kloridit, Cl		6.1	0.2	6.3	6.7	0.2	6.9	6.9	0.3	7.1
Alumiini, Al		0.02	0.01	0.03	0.05	0.02	0.08	0.05	0.02	0.08
Kalsium, Ca		5.3	0.2	5.7	18.7	3.4	25.0	17.9	3.0	23.5
Magnesium, Mg		1.5	0.1	1.6	1.5	<0.1	1.6	1.6	0.1	1.7
Kalium, K		1.4	0.1	1.5	1.5	0.1	1.5	1.4	0.1	1.5
Natrium, Na		4.5	0.2	4.8	5.1	0.3	5.5	5.2	0.3	5.6
Rauta, Fe		0.03	0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Mangaani, Mn		0.004	0.006	0.015	0.002	0.003	0.007	0.005	0.007	0.018
Kupari, Cu		0.004	0.004	0.008	0.002	0.003	0.006	0.004	0.003	0.009
Sinkki, Zn		<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.02
Kromi, Cr		<0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Lyijy, Pb		<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Kadmium, Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Elohopea, Hg		<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002

1) Laadut mg/l, ellei mainittu

PIETARSAAREN VESILAITOS											
KMnO4 = Kaliumpermanganaattiluku mg/l											
bakt. = Heterotrofinen pesäkeluku (22 C, 72 h) kpl/ml											
Tuleva = hiilisuodattimiin tuleva vesi											
Suod.1 = ensimmäisen hiilisuodattimen jälkeen											
Suod. 2 = toisen hiilisuodattimen jälkeen											
Suod. 3 = kolmannen hiilisuodattimen jälkeen											
Lähtevä = kulutukseen menevä vesi											
	TULEVA	SUOD 1			SUOD 2			SUOD 3			LÄHTEVÄ
	KMnO4	KMnO4	Ce/Co	Bakt	KMnO4	Ce/Co	Bakt	KMnO4	Ce/Co	Bakt	KMnO4
05/90	12	3	0.25	0	2	0.17	0				
	12	3.5	0.29	0	3	0.25	0				
07/90	13	7.9	0.61	2	8.6	0.66	0				
	8.5	6.3	0.74	1	6	0.71	3				
08/90	13	8.9	0.68		10	0.77		0.8	0.06		
	10	7.8	0.78	4	8.8	0.88	18	0.9	0.09	2	
09/90	10	9.4	0.94	2	8.7	0.87	7	2.5	0.25	1	
	11	10	0.91		9.8	0.89		2.2	0.20		9.8
	10	7.4	0.74	14	8.7	0.87	9	0.9	0.09	4	7.6
10/90	11	8.1	0.74	0	7.4	0.67	10	0	0.00	20	9.2
	7.6	7.1	0.93	1	6.8	0.89	0	0.5	0.07	0	6
	9.4	8.4	0.89	5	8.3	0.88	3	1.6	0.17	3	8.6
	9.1	8.6	0.95	2	9.1	1.00	0	2.7	0.30	0	8.1
11/90	10	7.8	0.78	2	8	0.80	1	0.5	0.05	2	7.8
	9.4	8.1	0.86	0	8.6	0.91	0	2.7	0.29	0	6.2
	8.2	7.9	0.96	0	7.3	0.89	1	1.6	0.20	1	7.8
	7.8	7.8	1.00	0	7.3	0.94	2	1.1	0.14	5	8.2
12/90	10.5	8.9	0.85	3	10.2	0.97	3	2.7	0.26	2	8.8
	10	8.7	0.87	28	9.8	0.98	31	3.6	0.36	21	8.5
	8.9	8.1	0.91	1	5.3	0.60	0	3.4	0.38	0	8.6
01/91	9.6	7.8	0.81	0	8.1	0.84	1	3.5	0.36	0	8
	7.9	6.7	0.85	4	3.8	0.48	0	0.64	0.08	1	5.6
	7	5.9	0.84	1	6.1	0.87	1	1.6	0.23	0	6.6
	8.3	7.8	0.94	2	7.7	0.93	2	0.8	0.10	0	6.5
	8	6.6	0.83	0	7	0.88	0	2.1	0.26	1	6.2
02/91	9.8	8.5	0.87	1	8.9	0.91	0	7.9	0.81	1	7.6
	7.7	8.2	1.06	0	9	1.17	0	2.7	0.35	0	6.7
	9	7.6	0.84	1	8	0.89	0	3.4	0.38	0	7.7
03/91	10.6	8.9	0.84	0	8.9	0.84	0	5	0.47	1	8.1
	8.9	7.5	0.84	0	7.1	0.80	0	3.3	0.37	1	5.8
	10	9.5	0.95	0	9.7	0.97	0	4.4	0.44	0	8.9
	9	8.4	0.93	2	8.5	0.94	0	5.1	0.57	2	8.2
04/91	9.7	9.1	0.94	5	6	0.62	0	5.5	0.57	2	6.6
	11.5	10.5	0.91	0	10.8	0.94	0	6.7	0.58	3	8.5
	12	10	0.83	0	10	0.83	0	7.3	0.61	0	10
	7.6	5.7	0.75	0	6.2	0.82	0	3.8	0.50	0	6.3
	7.9	8	1.01	1	8.2	1.04	0	4.2	0.53	2	7.5
05/91	10.2	8.3	0.81	0	6.6	0.65	0	5	0.49	0	8.4
	9.3	8	0.86	0	7.8	0.84	2	6.6	0.71	1	5.5
	12.3	9.9	0.80	0	9.3	0.76	0	4.4	0.36	0	8.8
06/91	9.4	8.8	0.94	0	8.8	0.94	0	2.5	0.27	0	8.2
	8.5	6.9	0.81	8	6.9	0.81	2	4.1	0.48	0	7.7
	17	13	0.76	0	12	0.71	0	5	0.29	0	9.6
	11	7.4	0.67		6.6	0.60		3.8	0.35		7.1

	14	13.1	0.94	4	12	0.86	0	12.8	0.91	0	12.8
	10.4	10	0.96		9.6	0.92		9.6	0.92		9.3
	10.8	9.8	0.91	0	9	0.83	0	9.5	0.88	0	9.8
01/93	8.4	7.7	0.92	0	8.1	0.96	4	7.5	0.89	2	7.8
	8.4	8.7	1.04	0	7.4	0.88	1	7.6	0.90	0	7.3
	9.7	9.4	0.97	0	8.3	0.86	0	7.6	0.78	0	8.7
	9.5	9.2	0.97	0	8.7	0.92	0	8.4	0.88	0	9.1
02/93	9.1	9.2	1.01	1	8.4	0.92	0	8.7	0.96	0	8.7
	9	8.2	0.91	0	7.7	0.86	0	8.2	0.91	1	8.5
	10.4	10.4	1.00	0	10.4	1.00	0	9.8	0.94	0	9.5
03/93	12.2	10.5	0.86	10	8.9	0.73	12	10	0.82	9	10
	8.3	8	0.96	0	7.9	0.95	0	7.7	0.93	0	8.3
	8.9	8.8	0.99	0	8.3	0.93	0	9.1	1.02	0	8.6
04/93	9.7	9	0.93	0	6.6	0.68	0	8.8	0.91	1	6.9
	11.5	11.8	1.03	0	10.4	0.90	0	8.2	0.71	0	
	7.9	7.1	0.90	2	6.8	0.86	0	6.5	0.82	1	7.1
	9.4	8	0.85	0	8.5	0.90	0	7.4	0.79	0	8.3
05/93	8.2	6.9	0.84	1	6.9	0.84	0	7.4	0.90	0	8.1
	11.3	0.96	0.08	888	10.1	0.89	2	9.1	0.81	0	5.1
	9.2	1	0.11	0	7.9	0.86	0	7.4	0.80	0	4
06/93	9.2	0.1	0.01	560	7.8	0.85	2	7.2	0.78	0	2.9
	11.1	1.6	0.14	85	9.2	0.83	2	7.8	0.70	2	
	10.9	2.1	0.19	33	9.8	0.90	7	9.5	0.87	0	6.5
07/93	11.2	3.5	0.31	2	10.1	0.90	0	9.3	0.83	1	6.3
08/93	15.5	5.9	0.38	24	11.6	0.75	29	10.7	0.69	11	8.6
	10.4	4.3	0.41	2	9.4	0.90	8	7.2	0.69	12	5.7
	12.5	7.7	0.62	14	10.9	0.87	22	11.1	0.89	5	9.5
	10	6.5	0.65	76	9.1	0.91	24	8.4	0.84	8	7
09/93	9.2	6.3	0.68	3	8.5	0.92	8	8.5	0.92	4	
	11.1	7.8	0.70	0	10.4	0.94	0	9.7	0.87	4	
	11	7.5	0.68	7	10.3	0.94	1	9.2	0.84	3	9.2
	10.8	6	0.56	3	8.7	0.81	3	10	0.93	0	9.2
10/93	11.9	6	0.50	4	9.1	0.76	4	10.2	0.86	3	7
	11	7.5	0.68	2	8.3	0.75	0	8	0.73	0	8.1
11/93	8.8	5.6	0.64	0	7.8	0.89	0	9.6	1.09	6	7.3
	8.9	6.5	0.73	1	8	0.90	0	8.5	0.96	0	8
	11.1	8.3	0.75	5	9.1	0.82	6	9.6	0.86	16	9.9
	7.7	8	1.04	2	8.7	1.13	0	10.4	1.35	0	10.4
12/93	10.2	11.7	1.15	0	11.8	1.16	0	9.1	0.89	0	7.7
	12.1	9.4	0.78	0	10.9	0.90	0	11.2	0.93	0	10.5
	11.3	9.1	0.81	1	10.8	0.96	0	9.7	0.86	0	10.8
	11.4	9.9	0.87	0	10.6	0.93	0	10.6	0.93	0	9.6
01/94	11.4	9.4	0.82	0	10.1	0.89	0	10.2	0.89	0	10.1
	10.2	7.6	0.75	2	7.3	0.72	0	7.6	0.75	9	10
	11.8	9.2	0.78	0	9.9	0.84	2	8.9	0.75	0	11.1
	10.2	8.6	0.84	1	7.3	0.72	0	6.8	0.67	1	9.5
	8.9	7.8	0.88	0	8.1	0.91	2	8.1	0.91	0	8.8
02/94	12.3	9.7	0.79	0	10.5	0.85	1	10.1	0.82	0	10.4
	10.1	7.9	0.78	25	8.9	0.88	24	8.6	0.85	24	7.8
	9.7	7.6	0.78	1	8.4	0.87	2	10.6	1.09	0	9
03/94	10.3	8.7	0.84	0	8.6	0.83	0	10.3	1.00	1	9.8
	10.1	8.9	0.88	1	9.2	0.91	0	10.3	1.02	0	10
04/94	9.4	8.1	0.86	0	9.1	0.97	2	8.9	0.95	1	8.1
	10.3	10	0.97	0	8.9	0.86	0	9.2	0.89	2	10.3
05/94	7.7	6.1	0.79	1	5.6	0.73	4	6.1	0.79	0	5.6
											280.2
Huom!											
Suodatin 4: hiilenvaihto toukokuussa -93; uusi hiilierä											
Suodatin 5: hiilenvaihto toukokuussa 94 regeneroitu hiilierä											

07/91	9.6	7.2	0.75	0	6.6	0.69	0	4.7	0.49	0	6
	10.4	7.3	0.70	0	6.9	0.66	0	4.4	0.42	0	7.1
	8.4	5.5	0.65	2	6.5	0.77	0	2.4	0.29	0	6.6
	9.2	5.9	0.64	0	6	0.65	1	3.2	0.35	1	6.8
08/91	9.6	7.2	0.75					4.7	0.49		6
	7.2	5	0.69		6.3	0.88		3.6	0.50		6
	8.3	6.6	0.80	2	6.5	0.78	1	3.6	0.43	3	6.5
	8.8	6.5	0.74	1	6.5	0.74	56	2.5	0.28	2	5.9
	7.2	4.9	0.68	71	5.8	0.81	10	3.5	0.49	35	4.9
09/91	5.5	4.9	0.89	3	5.7	1.04	0	2.7	0.49	7	4.4
	8.2	8.1	0.99	1	8.2	1.00	4	4.3	0.52	2	7.1
	7.5	7.1	0.95	2	6.4	0.85	0	5.5	0.73	0	6.6
	7.4	6.2	0.84	1	6.5	0.88	0	3.8	0.51	0	6.2
	10	8.2	0.82	2	9	0.90	0	4.9	0.49	1	8.2
10/91	10	6.9	0.69		8.6	0.86		4.4	0.44		5
	14	8.5	0.61	1	8.6	0.61	2	5.5	0.39	1	8.8
	9	7.5	0.83	0	7.2	0.80	0	4.1	0.46	0	7.5
	9.6	7.8	0.81	0	8.5	0.89	2	5.2	0.54	0	7.8
11/91	10	8.8	0.88	0	8.8	0.88	0	7.1	0.71	0	9.6
	11	9.4	0.85	1	9.1	0.83	1	7.2	0.65	0	8.9
	9.2	8.9	0.97	0	6	0.65	0	7.7	0.84	0	8.9
12/91	11	11	1.00	5	10	0.91	3	8.7	0.79	0	9.8
	10	8.9	0.89	0	8.8	0.88	0	6.7	0.67	1	8.9
	8.4	7.5	0.89	0	6.9	0.82	0	6.2	0.74	0	7.6
01/92	7.4	6.9	0.93	0	6.9	0.93	0	5.6	0.76	0	7
	8.2	7.3	0.89	0	7.3	0.89	0	5.8	0.71	1	7
	8.2	7.6	0.93	3	7.3	0.89	3	6.7	0.82	2	7.9
	7.7	7.1	0.92	0	7.2	0.94	0	6	0.78	0	
02/92	8.9	7.7	0.87	0	7.7	0.87	2	5.5	0.62	9	7.4
	9	8.7	0.97	2	8.5	0.94	1	6.8	0.76	1	8.7
	9.3	8.5	0.91	0	8.2	0.88	0	5.8	0.62	0	7.6
	8.5	7.7	0.91	0	7.4	0.87	0	6.5	0.76	2	7.6
03/92	9.2	7.6	0.83		8.4	0.91		6.3	0.68		7.7
	9.1	8.8	0.97		8.5	0.93		6.6	0.73		8
04/92	8.6	8.4	0.98		7.5	0.87		7.2	0.84		8.1
	7.2	6.9	0.96		6.9	0.96		5.6	0.78		6.7
	8.7	9.3	1.07	0	9.3	1.07	0	7.3	0.84	1	8.2
05/92	8.1	8.2	1.01	0	7.1	0.88	0	6	0.74	0	7.6
	9.2	8.4	0.91	0	8.1	0.88	0	6.8	0.74	2	8.1
	8.7	8.3	0.95	2	8.3	0.95	1	7.5	0.86	1	7.9
	9	7.3	0.81	1	7.3	0.81	1	5.8	0.64	3	7.1
06/92	7	6.3	0.90	2	6.6	0.94	4	5.2	0.74	2	6.5
	6.6	7.8	1.18	5	8	1.21	3	6.6	1.00	4	7.1
	10.3	8.2	0.80	0	8.6	0.83	1	7.1	0.69	2	8.6
	9.7	7.3	0.75	2	4.8	0.49	1	3.7	0.38	0	5.7
07/92	7.5	6.3	0.84	1	6.4	0.85	2	6.3	0.84	2	6.4
08/92	9.3	8.1	0.87	2	6.6	0.71	1	7	0.75	6	7.1
	14.4	10.9	0.76	9	11.2	0.78	2	9.8	0.68	5	10.3
	11.5	8.3	0.72	2	9.4	0.82	1	8.3	0.72	0	8.6
	10.1	7.3	0.72	2	6.1	0.60	0	6.5	0.64	0	7.8
	11	9.8	0.89	3	9.8	0.89	0	9.4	0.85	0	9.5
	12	9.9	0.83	2	9.6	0.80	0	9.6	0.80	0	9.8
10/92	11	10	0.91	0	9.7	0.88	1	10	0.91	0	8.1
	12.1	10.6	0.88	0	9.7	0.80	2	10.5	0.87	0	9.7
	11	10	0.91	0	10	0.91	0	9.8	0.89	1	9.8
11/92	12.4	12.4	1.00	3	11.9	0.96	2	11.1	0.90	2	11.4
	10.6	10.4	0.98	1	9.2	0.87	5	9.8	0.92	0	9.6
	10.1	11.1	1.10	1	10.4	1.03	1	9.9	0.98	0	9.9
	10	9	0.90	0	9.2	0.92	0	9.5	0.95	0	9.2
	10.9	10.7	0.98	0	10.2	0.94	0	11.5	1.06	0	10.1
12/92	11.7	12	1.03	0	12.8	1.09	0	12.2	1.04	1	12

[illegible]

